

Sous la direction de
J.-C. OLIVA, B. TASSIN, D. THÉVENOT, G. VARRAULT

EAU DANS LA VILLE ET DÉVELOPPEMENT DURABLE

Actes des treizièmes journées du Diplôme d'études approfondies
Science et techniques de l'environnement
organisées les 15 et 16 mai 2002, à Créteil



Université
de
l'Eau



Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées



Le code de la propriété intellectuelle du 1^{er} juillet 1992 interdit expressément la photocopie à usage collectif sans autorisation des ayants droit. Or, cette pratique s'est généralisée, notamment dans l'enseignement, provoquant une baisse brutale des achats de livres, au point que la possibilité même pour les auteurs de créer des œuvres nouvelles et de les faire éditer correctement est aujourd'hui menacée. Nous rappelons donc que toute reproduction, partielle ou totale, du présent ouvrage, sur quelque support que ce soit, est interdite sans autorisation de l'auteur, de son éditeur ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC, 20 rue des Grands-Augustins, 75006 Paris).

© 2002

ISBN 2-85978-370-9

Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées

28, rue des Saints-Pères
75007 Paris

INTRODUCTION

Septembre 2002, Johannesburg. Rio + 10

Dix ans que le concept de développement durable, a acquis droit de cité et a quitté le petit cercle restreint des militants et des experts. La France dispose même aujourd'hui d'une ministre et d'une secrétaire d'état au développement durable.

Du fait de cette célébrité soudaine, le développement durable et les principes qui lui sont attachés, comme le principe de précaution, se retrouvent souvent employés au mieux à mauvais escient, au pire à contresens. Malgré ces inconvénients, la notion de développement durable a eu le mérite, entre autres, de repositionner le débat environnemental dans le cadre du développement de la société à la fois aux plans économique, social et même, s'agissant des expériences de démocratie participative, politique.

Dans ce contexte, le secteur de l'eau apparaît particulièrement crucial, au croisement du développement et de l'environnement. Avec la croissance urbaine qui s'est produite sur les cinquante dernières années et dont aucun signe n'indique qu'elle devrait cesser, les problèmes d'alimentation en eau, d'assainissement et d'épuration sont parmi ceux qui s'imposent à tous. Cela a déjà constitué l'enjeu majeur du Sommet du développement durable à Johannesburg et sera de nouveau à l'ordre du jour du sommet de Kyoto, qui aura lieu en 2003.

La situation dans les pays de l'Union européenne est loin d'être aussi grave que dans les pays en développement où plusieurs milliards d'individus souffrent du manque d'eau, de l'absence de systèmes d'adduction, de systèmes d'évacuation des eaux usées ou de maladies liées à l'eau. Elle n'en pose pas moins un certain nombre de questions aux spécialistes et d'inquiétudes aux citoyens, qui sont de plus en plus abordées en commun, dans le cadre, réglementaire ou non, de processus de concertation.

Pour leur 13^e édition, les journées du DEA Sciences et techniques de l'environnement ont abordé ce thème de l'eau et du développement durable en milieu urbain, tel qu'il se pose aujourd'hui en Europe. Quatre points ont été successivement évoqués.

La pollution des eaux pluviales urbaines, c'est-à-dire des eaux de pluie ayant ruisselé sur les surfaces urbaines, est aujourd'hui encore mal connue : on en découvre la complexité, au fur et à mesure que la recherche s'empare du sujet. Plusieurs centaines de micropolluants sont potentiellement présentes dans les eaux pluviales urbaines, et l'augmentation quasi exponentielle des molécules organiques disponibles sur le marché pose la question des risques liés aux eaux pluviales, en liaison éventuellement avec la volonté de les réutiliser. De même, les réseaux d'eaux unitaires se révèlent être des sources de pollution particulière par temps de pluie, en raison des perturbations occasionnées au niveau de l'interface eau/dépôt de ces réseaux, par des augmentations de débit liées au passage des événements pluvieux. Ces deux points, par exemple, étaient encore inexplorés il y a seulement quelques années.

L'impact des eaux pluviales urbaines et des eaux usées sur les milieux récepteurs, en relation directe avec le point précédent, est devenu un enjeu primordial pour de

nombreuses collectivités locales. Les stations balnéaires n'hésitent plus aujourd'hui à interrompre la baignade sur les plages à la suite d'épisodes de temps de pluie, préférant valoriser sur le long terme leur image de responsabilité (application du « principe de précaution ») à un gain économique à court terme. De même, rendre les rivières urbaines propres à la baignade est devenu un objectif pour certains gestionnaires, ce qui pose la question des rejets au milieu naturel des bactéries provenant des réseaux d'assainissement et des stations d'épuration.

La valorisation des boues urbaines est devenue un enjeu environnemental et économique. Si l'on constate sur la dernière décennie une amélioration nette de la qualité des boues de stations d'épuration pouvant être valorisées en agriculture, on observe parallèlement une réticence de plus en plus grande des agriculteurs pour les utiliser, en liaison avec la pression des grands distributeurs du secteur de l'agroalimentaire et les préoccupations des citoyens relatives à l'alimentation et à la santé. De nouvelles techniques doivent maintenant être mises en œuvre, comme l'incinération, pour éliminer ces sous-produits de l'épuration des eaux usées domestiques et industrielles.

La participation du public dans les choix en matière de gestion des eaux fait maintenant partie des pratiques usuelles. Dans la suite de la loi sur l'eau de 1992, les réflexions engagées dans la mise en place des schémas d'aménagement et des gestion des eaux a sensiblement renforcé la participation du public. Il a pu être observé au cours de la table ronde finale des journées 2002, en particulier au travers de la présentation de différentes expériences brésiliennes, que la participation du public dans le domaine de la gestion des eaux était devenue une réalité à l'échelle mondiale. Compte tenu des enjeux liés à l'eau sur l'ensemble de la planète, on ne peut que se réjouir de voir les citoyens prendre part à ces débats qui les concernent au premier chef.

En présentant une analyse scientifique rigoureuse de problématiques de recherche actuelles relatives aux domaines précédents, en reprenant le contenu des débats et en abordant des enjeux de société, présentés au cours des journées 2002 du DEA STE, cet ouvrage permet d'aborder de manière transversale, à défaut d'être exhaustive, le sujet de l'eau dans la ville au début du XIX^e siècle.

L'organisation de ces journées par le conseil général du Val-de-Marne, dans le cadre de l'Université de l'eau et du festival de l'Oh, a permis de rapprocher scientifiques, gestionnaires et citoyens.

Nous tenons à remercier particulièrement l'université Paris XII, l'École nationale des ponts et chaussées et l'École nationale du génie rural des eaux et des forêts qui co-dirigent le DEA Sciences et techniques de l'environnement, la société Gaudriot et le conseil général du Val-de-Marne qui ont permis la tenue de ces journées et la réalisation de ces actes.

J.-C. OLIVA, B. TASSIN, D. THÉVENOT et G. VARRAULT

Sommaire

Introduction	3
Collecte des eaux pluviales et usées : nouveaux regards sur la pollution transportée	
Some perspectives for environmental risk assessment of urban storm water management	9
P.S. MIKKELSEN, A. BRAUN, A. LEDIN	
Les bassins urbains pluviaux en Seine-Saint-Denis	21
C. COGEZ	
Localisation et observation de l'interface eau/sédiment en réseau d'assainissement unitaire	27
C. OMS, M.-Ch. GROMAIRE, G. CHEBBO	
Étude de la pollution en hydrocarbures des dépôts grossiers sur l'ensemble du réseau d'assainissement de la Ville de Paris	39
V. ROCHER, S. GARNAUD, R. MOILLERON, G. CHEBBO	
Valorisation des boues urbaines : un thème d'actualité	
Assainissement en région parisienne : évolution historique et durabilité	51
S. BARLES	
<i>Table ronde</i>	65
Les aspects scientifiques, techniques et politiques de la gestion des boues urbaines N. PIERRON, J.-L. PLAZY, M. GOUSAILLES, D. THÉVENOT	
Impact des eaux pluviales et usées sur les milieux récepteurs	
Contamination microbienne des eaux du bassin de la Seine	75
I. GEORGES, P. SERVAIS	
Eutrophisation et restauration des écosystèmes lacustres	87
B. VINÇON-LEITE	
Participation du public dans les choix en matière de gestion de l'eau	
Participation du public à l'évaluation des politiques départementales d'assainissement	103
D. BOUHÉRET	
La participation à l'échelle des bassins versants : le cas des SAGE	117
G. HUBERT	
<i>Table ronde</i>	129
J. SANTOS DE NOVAES, R.M. FERREIRA FERNANDEZ, C. MIGNARD, D. BOUHÉRET, R. GOUPIL, J.-P. TABUCHI	

**COLLECTE DES EAUX PLUVIALES ET USÉES :
NOUVEAUX REGARDS SUR LA POLLUTION
TRANSPORTÉE**

SOME PERSPECTIVES FOR ENVIRONMENTAL RISK ASSESSMENT OF URBAN STORMWATER MANAGEMENT

P.S. MIKKELSEN, A. BAUN and A. LEDIN

Environment & Resources DTU

Technical University of Denmark, Building 115, DK-2800 Kgs. Lyngby

Tél: +45.4525.1605. Fax: +45.4525.2850. Adele: psm@er.dtu.dk

Abstract

Introduction of new technologies for disposing stormwater locally, e.g. via infiltration into the ground, implies that the 'traditional' list of key-substances is not exhaustive and consequently, consultants and authorities have difficulties deciding whether to approve new technologies for stormwater disposal. The risk for contamination of surface waters also needs to be assessed, even though this contamination is silently accepted by society. A proper risk assessment needs to consider contamination of all environmental compartments within the urban environment, i.e. surface water, soil and groundwater, in an integral and transparent manner. This paper reviews some concepts used within risk assessment of chemical substances and seeks to plot a course for further developments related to risk assessments of stormwater contaminants.

1. Introduction

Stormwater runoff from urban areas is significantly polluted with a wide range of substances of environmental concern, and the environmental impacts associated with wet-weather discharges have received increased attention during recent years. As a result, there are increasing pressures from society to handle stormwater runoff in ways that ensure maximum pollution reduction.

1.1 Integrated urban stormwater management

In order to deal with the relevant pollution problems and at the same time come up with more sustainable solutions for stormwater disposal, it is necessary to understand and manage the whole stormwater system in a holistic and integrated manner. Three sub-systems can be distinguished to underline this viewpoint:

- The *technical* sub-system.
- The *natural* sub-system.
- The *social* sub-system.

The *technical* sub-system traditionally consists of sewer systems, detention basins and for combined systems also wastewater treatment plants. More recently end-of the pipe treatment of runoff from separate storm sewer outfalls and combined sewer overflow structures have come into focus as well as decentralised ponds and wetlands integrated into the urban landscape. Finally source control, i.e. local detention, infiltration, and re-use of stormwater

has received increased attention over the past decades. The term (structural) Best Management Practices (BMPs) is commonly used in the United States for many of these constructive measures to handle stormwater runoff, whereas the term Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) is predominantly used in the United Kingdom. Non-structural BMPs are ways of handling stormwater pollution without building infrastructure, e.g. ban of products, control of building materials, and street sweeping aimed at reducing the source of pollutants that later enters the runoff water during rain.

The *natural* sub-system is usually conceived as the “receiving” part and traditionally contains the receiving waters and their sediments. However, when infiltration is concerned urban soils and groundwater also needs to be included. Some of the structural BMPs integrate local water bodies and soil and groundwater in managing stormwater “nature’s way” whereas others are based purely on constructed infrastructure. There is thus not always a clear distinction between the technical and the natural sub-systems.

The *social* sub-system is composed of the stakeholders involved with and affected by stormwater management. Traditionally, the stakeholders count policy makers and legislators as well as planners, engineers and other technicians. Although legislation is commonly implemented on the institutional level by regional, national or provincial organisations, practical projects are carried out on the local level and staff from municipalities and their consultants thus has major influence on decisions. Local citizens and Agenda 21 groups however also influence decisions as people become aware of the esthetical and ethical values of water and increasingly envisage the visibility of water, particularly rainwater, in an around urban settings as adding to the quality of life.

1.2 Risk assessment in a local context

In some cases water is an important carrier of urban planning and source control of stormwater runoff is seen as a way to cut costs by reducing the loads of stormwater discharges through sewer networks and wastewater treatment plants. In other cases stormwater planning favours conventional centralised solutions because professionals cannot see realistic alternatives that fulfil the same basic objectives (flood control, protection of human health and pollution reduction). It is not an easy task to decide on an action or a general stormwater management policy since different interventions in the *technical* sub-system will influence different stakeholders in the *social* sub-system and impact discharges to different parts of the *natural* sub-system.

Ideally, pollutants in stormwater runoff can be discharged to either part of the natural sub-system by changing the layout of the technical sub-system. There are no (technical) standard solutions that solve problems equally well at all locations, and it cannot be known in advance whether it is better from an environmental point of view to discharge stormwater to surface water recipients or to the soil-groundwater system. For many reasons stormwater management decisions need to consider the local context, i.e. the local natural and technical preconditions but also the local political and societal organisation.

Clearly, methodologies and tools are needed for assessing the environmental risks associated with discharge of stormwater pollutants to the environment. Such methodologies should acknowledge that stormwater projects cover a wide range of technologies and spatial scales, that they commonly have limited budgets, and that they are dealt with by non-experts in environmental risk assessment. This paper reviews some concepts used within risk assessment

of chemical substances and seeks to make a course for further developments related to risk assessments of stormwater contaminants

2. Evidence of pollution with stormwater contaminants

Historically, there has been a lot of research on chemicals in stormwater runoff. Currently in Denmark, there is increased focus on risk assessment related with discharge to surface waters. Groundwater quality is also sometimes considered – but soil contamination is never thought of. Examples based on Swiss conditions of pollution of the different environmental compartments are given below. Heavy metals and polyaromatic hydrocarbons, which are both well-known groups of stormwater contaminants, are used in these examples.

Table 1 gives typical concentration levels in road runoff of copper (Cu), zinc (Zn), cadmium (Cd) and lead (Pb) from a Swiss literature survey (Häfliger, 1994). Also shown are eco-toxic concentrations calculated by applying extrapolation factors to toxicity data and proposed Swiss river water quality criteria (Behra, 1994). It appears that the concentrations of these heavy metals exceed the defined quality limits and ecological damage is therefore expected when discharging road runoff untreated to surface waters. This conclusion has recently been confirmed by testing the toxicity of urban runoff directly (Marsalek, 1999).

	Concentration in road runoff [1]	Environmental quality limits			
		River water [2]		Drinking water [4]	
		Eco-toxicity	Proposed std.	Target	Threshold
Cu	40 – 380	0.05 – 2	2	50	1500
Zn	166 – 1950	0.5 – 2	5	100	5000
Cd	1.4 – 20	0.005 – 0.5	0.05	0.5	5
Pb	100 – 980	3 – 10	1	1	50

Table 1: Comparison of typical metal concentrations in road runoff with eco-toxic values, proposed Swiss river quality criteria and Swiss drinking water quality criteria. All concentrations are in µg/l.

The Swiss drinking water criteria (Schweizerisches Lebensmittelhanbuch, 1988) are also shown in Table 1. The target values represent average concentration levels in groundwater uninfluenced by anthropogenic activity and the threshold values represent the accepted quality of drinking water when it leaves the water works. The standard of reference depends strongly on the context, i.e. all four metals exceed the target values whereas only Cd and Pb seem to exceed the threshold values.

Figure 1 shows results from a field investigation of infiltration shafts located in Basel, Switzerland where road runoff had infiltrated for more than thirty years (Mikkelsen, 1996). A few decimetres of pebbles were found at the bottom of the shafts on top of the original coarse gravel deposits. Runoff materials (road sediment mixed with organic material from nearby trees and bushes) had accumulated above and between the pebbles and penetrated 70 cm into

the gravel. The measured solid phase concentrations of Zn and PAH were closely connected with the sludge layer. Zn exceeded the Swiss soil quality standard of $200 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ (verordnung, 1986) and ΣPAH (sum of 16 individual compounds defined by the US EPA) exceeded the A-value from the Dutch system of reference values for soil quality (Moen, 1985). For comparison, the concentrations beneath the sludge layer and in a control profile not influenced by infiltration were insignificant.

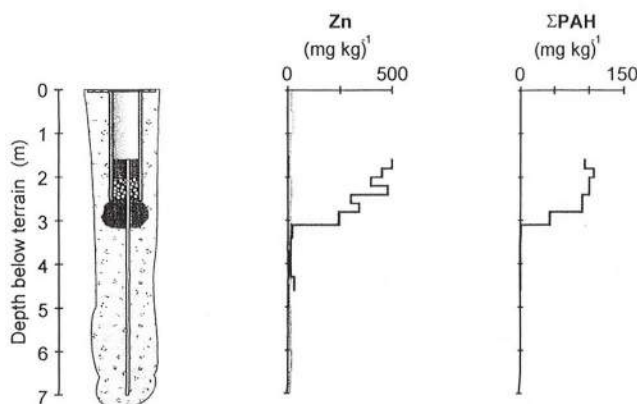


Figure 1: Depth distribution of zinc (Zn) and polyaromatic hydrocarbons (ΣPAH) through an infiltration shaft and into the underlying gravel. The dotted line shows concentrations in a control profile uninfluenced by infiltration.

As previously mentioned contaminants in stormwater runoff can be discharges to either part of the *natural* sub-system (i.e. surface water/sediments, soils or groundwater) by changing the layout of the *technical* sub-system. As an example, Boller (1997) made mass balances for water-carried copper (Cu) in the Swiss town St. Gallen. Copper is available at high concentrations in stormwater runoff in Switzerland due to the extensive use of copper for gutters and roof materials. Three idealised layouts of the urban stormwater drainage system were considered: combined sewers, separated wastewater and stormwater sewers, and separate wastewater sewers in combination with stormwater infiltration. About 2/3 of the total copper load originates from stormwater runoff. With a combined sewer system 71% accumulates in sewage sludge while 24% goes to receiving water and the remaining 5% classifies as urban diffuse pollution. Separation of the sewer system turns the picture around by leading 75% of the total copper load into the surface water recipient; only a small part hereof comes from illicit cross connections between wastewater and stormwater pipes. The copper mass flow that leads to well-known contaminations of receiving waters and sediments is almost completely redirected into urban soil and groundwater when stormwater infiltration is used.

Although the list of physical, chemical and biological constituents and parameters that have been observed in stormwater runoff is extremely long, focus has mostly been on selected key-constituents such as settling particles, chloride (from road salting), organic matter (BOD/COD), heavy metals, polyaromatic hydrocarbons (PAH), E-coli, etc. Pesticides and other organic chemicals related with use of products and erosion of the built environment have only recently come into focus. Bio-accumulating compounds (as e.g. heavy metals and

PAH in the examples above) have received the most attention because they end up in parts of the environment directly exposed to humans (i.e. sediments and surface soils). The substances of largest environmental risks in relation to contamination surface water via direct discharge or groundwater via infiltration of stormwater runoff (i.e. highly soluble compounds) are those that have been studied the least. In a recent Swiss investigation the pesticide Atrazine was found in roof runoff at median and maximum concentrations of 0.033 µg/l and 0.903 µg/l respectively, which is quite close to, and above the drinking water quality limit of 0.1 µg/l (Bucheli, 1998). Furthermore, Atrazine penetrated through an infiltration system without seemingly being reduced due to degradation or sorption.

The 'traditional' list of key-substances is not exhaustive. More than 500 individual chemical stormwater constituents were identified in a recent literature review (Eriksson, 2002), covering the following groups as well as some organic contaminants that didn't fit into the groups:

- Heavy metals
- Other inorganic compounds
- PAH
- Phenols and cresols
- PCB and pesticides
- Plasticisers, halogenated alifatics, monocyclic aromatics

Society produces thousands of new chemicals every year, and most of them will find their way into stormwater runoff and eventually be identified as the analytical detection limits are continuously improved. The international literature reports on an increasing number of investigations these years that focuses on chemicals in stormwater runoff and their related toxicity. This development calls for proper risk assessments that take the properties of each compound into account when assessing the risk associated with their discharge to the surface water-sediment or the soil-groundwater system. To make a step forward in this direction it is worthwhile to review some of the generic concepts and principles established within environmental chemistry and eco-toxicology for risk assessment of chemicals.

3. Risk assessment of chemical substances

3.1 Terminology and procedures

Figure 1 gives an overview of the terminology used in risk assessment of new and existing chemicals according to the technical guidance document (TGD) for risk assessment of chemicals in the EU (European Commission, 1996). Risk assessment of chemicals is composed of four elements: Hazard identification, hazard assessment, risk characterization and risk management. The cycle to the left illustrates that risk assessment is not a linear process but that iterations in the four steps are necessary depending on the problem and the available data.

Hazard identification serves to map the inherent properties of chemicals by collecting and comparing relevant data on e.g. physical state, volatility, mobility, degradability, bioaccumulation and toxicity. It is thus the basic step of procuring data that is needed when proceeding with the following steps.

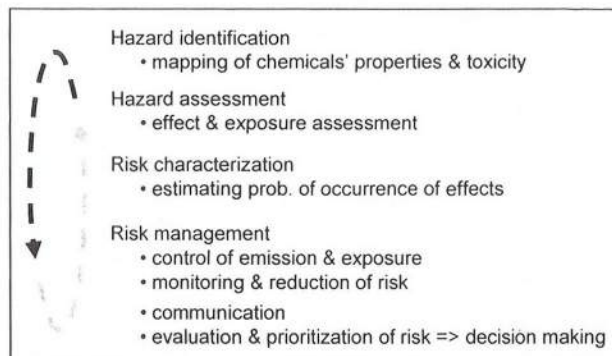


Figure 2: Terminology used in risk assessment of chemical substances (European Commission, 1996).

Hazard assessment is divided between exposure assessment and effect assessment. Comprehensive model systems have been developed to assess the distribution of contaminants in the environmental (soil, water, air) and in tissue (animals and humans). The EUSES model developed with support from the European Union is illustrated in Figure 3 as it is implemented in the TGD (European Commission, 1996). The complexity of this model is illustrated by the fact that input is entered via more than 100 menus and that it has almost 500 parameters of which ~40 need to be defined for each simulation. The output is given as *predicted environmental concentrations* (PECs) that are estimates of the *exposure* of the environment with individual chemical compounds.

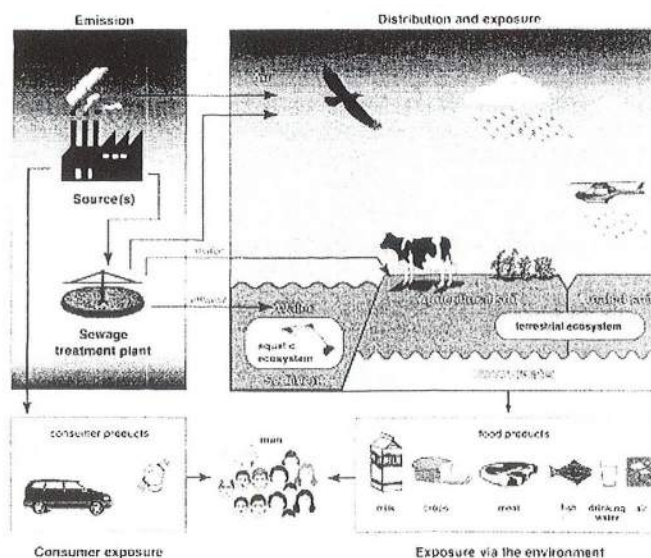


Figure 3: Outline of the exposure model EUSES (European Commission, 1996; van Leeuwen, 1996)

The *effects* (both acute and chronic) associated with the presence of each substance in the environment and tissue needs to be assessed by assessing available data on toxicity to humans and ecosystems (i.e. dose-response relationships, EC50, LC50 etc.). In this manner *predicted no-effect concentrations* (PNECs) can be calculated and compared with the predicted environmental concentrations (PECs). If the requirement shown in Eq. (1) is fulfilled, no environmental problem is said to be present, however if it is not, then there is a problem that should be dealt with somehow.

$$\frac{PEC}{PNEC} < 1 \Leftrightarrow PEC < PNEC \quad (1)$$

3.2 Risk and uncertainty

After PECs and PNECs are estimated the *risk characterization* takes place, c.f. *Figure 2*. The potential negative effects are evaluated and, if possible, the probability of effects occurring is estimated. This conforms with the basic definition of risk being equal to the product of probability and consequence:

$$\text{Risk} = \text{probability} \times \text{consequence} \quad (2)$$

Theoretically, risk is only high if it is probable (or likely) that an effect with consequence occurs. A rare but severe effect may ideally have the same risk as a frequent but less severe effect, implying that different risks can be compared and evaluated.

The PECs and PNECs estimated as described above are very uncertain. The uncertainty of PECs stems from the difficulty with identifying and describing the processes responsible for the distribution of each contaminant and the inability to quantify the parameters controlling these processes. Even a complex model like EUSES is essentially a rough simplification of reality, the simplifications both applying to the description of processes and the representation of the technical and natural sub-systems.

The uncertainty of PNECs can also be very large due to lack of toxicity data and difficulties with e.g. translating data from laboratory experiments into realistic field conditions. In practice, uncertainty is not considered as suggested in Eq. (2). Instead, assessment factors are applied to toxicity data to account for the uncertainty (European Commission, 1996). The environmental quality limits stated in Table 1 can thus not be interpreted directly as PNECs.

Risk assessment of chemical substances can be done in numerous ways, employing more or less detailed approaches for estimating PECs and PNECs. The principles described above are quite detailed and will not apply to some cases due to lack of data. Less detailed approaches are also available employing semi empirical rules-of-thumb, see e.g. (van Leeuwen, 1996).

3.3 Risk management

Risk management involves a range of possible interventions, i.e. monitoring and reduction of risks by control of emissions and the exposure of sensitive environments. Risk management is perhaps the most important part of a risk assessment procedure and it is crucial that the

methodologies used are well documented and transparent to ensure that the risk perceived by the public is as close to the estimated risk as possible.

4. Discussion

Ideally, the principles explained in the previous section can be used directly when assessing the risk associated with discharge of stormwater contaminants. However, there are a number of problems as discussed below.

4.1 Problems with risk assessment of stormwater contaminants

First, some problems exist in relation to hazard identification of stormwater contaminants. Among the most important problems are:

- The number of chemical compounds observed in stormwater runoff is very large and increasing as analytical methods are continuously improved and more field studies are conducted due to increased attention from society.
- The measured concentration levels vary several orders of magnitude due to the intermittent character of the runoff process, the plentitude of pollutant sources and the fact that investigations tend to emphasize the extremes (high concentrations).
- Basic physical/chemical properties are only available for few substances, and the toxicity of stormwater runoff, which are complex mixtures of substances in the presence of particles and organic matter, has only been studied little (and very recently).

Effect assessment of stormwater contaminants can be conducted by comparing with defined environmental quality limits for:

- Soil – aimed at preserving soil organisms and fertility for plant production, and protecting children from poisoning via soil eating.
- Groundwater – aimed at preserving raw water in a quality suitable for human consumption.
- Surface water – aimed at preventing acute toxicity to aquatic organisms and plants.
- Sediments – aimed at preventing chronic toxicity to benthic organisms and plants.

However, such quality limits are only available for few 'classical' contaminants.

It is interesting to note that although wastewater treatment plants are represented in EUSES, stormwater systems are not represented at all in relation to risk assessment of chemicals in the EU. The methodology is directed towards assessment of industrial chemical products and only the major compartments and pathways are included. This means that the EUSES model cannot be used for exposure assessment in relation to risk assessment of stormwater contaminants.

Instead, models need to be developed as a supplement to, or in parallel to, the EUSES system. These models should describe the physical stormwater systems in great enough detail to facilitate comparing different stormwater BMPs, however the behavior of individual compounds should be described using the same chemodynamic principles that are used in EUSES.

4.2 An example of hazard assessment: Stormwater infiltration

A simplified hazard assessment that applies to stormwater management is illustrated below. The example is about soil contamination with Zn due to stormwater infiltration in a swale with 20 cm of organic soil with pH~7 at the top. Zn is rather strongly sorbed to the solid phase under these circumstances and it can be assumed that the Zn carried with the incoming water accumulates in the soil layer. Thus, the soil concentration (PEC) can be calculated as

$$C_s = C_w \frac{A_r}{A_i} \frac{MAR}{d\rho} t \quad (\text{mg/l}) \quad (3)$$

where C_w is the concentration of Zn in runoff water (mg/l), A_r/A_i is the ratio between the (impermeable) runoff area (-), MAR is the mean annual rainfall (0.5 m/year), d is the thickness of the soil layer (0.2 m), ρ is the bulk density of the soil (kg/l) and t is the time lapse (years).

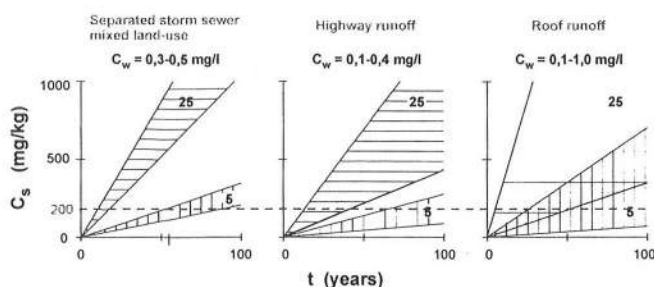


Figure 4: Accumulation of Zn in the top 20 cm of an infiltration swale by a simple mass balance approach according to Eq. (3). The dotted line at $C_s=200$ mg/kg illustrates the Swiss soil quality criterion for Zn (verordnung, 1986).

Mean runoff concentrations of Zn from different surface areas are used as input to the calculation as illustrates in Figure 4 (Mikkelsen, 1995). The relatively narrow concentration limits (0.3-0.5 mg Zn/l) for separated storm sewers in mixed land-use areas is due to the large catchment scale (Mikkelsen, 1994). This is reflected in distinct confidence areas for $A_r/A_i=5$ and 25. The concentrations vary much more for smaller catchment areas (highways or roofs) making it more difficult to distinguish between soil pollution loading for different values of A_r/A_i . It may take anywhere between 10 years and several hundred years to reach soil concentrations of two hundred mg Zn/kg soil, corresponding to the Swiss soil quality criterion.

Such calculations are naturally very approximate and only apply for substances that strongly accumulate in the surface layers. However, the calculations clearly demonstrate the uncertainty related with predicting the mass load in planning situations where no measurements of runoff quality are available. This large uncertainty implies that exposure models should not be too detailed.

4.3 Options for action

When discharging contaminated stormwater runoff there are (only) three options for action:

- Contaminants can be removed at the source, e.g. by controlling the use of building materials giving rise to erosion and dissolution of contaminants, or by cleaning urban surfaces regularly (street sweeping).
- Contaminants can be immobilised or degraded in stormwater BMPs designed with the specific purpose of pollution reduction.
- Contaminants can be discharged in the least harmful manner.

To analyse these options models are needed that describe the sources and fluxes of stormwater contaminants, including their fate during passage of stormwater BMPs and final disposal in the environment. In addition, risk assessment methodologies are needed that facilitate comparing scenarios based on different BMPs. Model based risk assessment using a probabilistic approach based on Eq. (2) allows for combining risk assessment with traditional cost-benefit analyses (Hauger, 2001). It may even help analysing whether it is better from an environmental point of view to discharge stormwater contaminants to the soil-groundwater system or the surface water-sediment system.

5. Conclusions

The basic challenge for future risk assessment of stormwater contaminants is to ensure that the methodologies used account for information about the local context and produce information that feed into local decision making processes. It is essential that sound scientific knowledge about the chemodynamics and toxicity of chemical substances is considered to ensure a minimum level of transparency, and learning from principles developed for risk assessment of chemical substances best ensures this.

In the future we will need tools of varying complexity that can be applied on various spatial scales by acknowledging that stormwater projects are often small, have limited budgets and are dealt with by non-experts in chemical risk assessment. Some useful tools would be:

- An identification list of those stormwater constituents which can be specifically classified as contaminants following discharge to surface water, groundwater and/or soil.
- A database of physical/chemical properties of these contaminants, their environmental fate and effects, their predicted no-effect concentrations, when available, and their treatability (possible removal in various BMPs).
- A tool for estimating concentrations of these stormwater contaminants in a site-specific context.
- A screening tool for identifying in a site-specific context which stormwater contaminants are critical (priority pollutants) following discharge to surface waters, groundwater and/or soils.

6. References

- Häfliger, M. and Boller, M. (1994) Verbleib von Schwermetallen bei unterschiedlichen Konzepten der Siedlungsentwässerung (in German). Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (internal report).
- Behra, R., Genoni, G.P., Sigg, L. (1994) Festlegung der Qualitätsziele für Metalle und Metalloide in Fliesgewässern - Wissenschaftliche Grundlagen (in German). *GWA* 73(12), 942-951.
- Marsalek, J., Rochfort, Q., Brownlee, B., Mayer, T. and Servos, M. (1999) An exploratory study of urban runoff toxicity, *Water Science and Technology* 39
- Schweizerisches Lebensmittelhandbuch, Kapitel 27A, Trinkwasser (in German), 1988.
- Mikkelsen, P.S., Häfliger, M., Ochs, M., Tjell, J.C., Jacobsen, P. and Boller, M. (1996) Experimental assessment of soil and groundwater contamination from two old infiltration systems for road run-off in Switzerland, *The Science of the Total Environment* 189/190, 341-347.
- Verordnung vom 9. Juni 1986 über Schadstoffe im Boden, SR 814.12; einschliesslich Erläuterungen des BUWAL vom Juni 1987.
- Moen, J.E.T., Cornet, J.P. and Ewers, C.W.A. (1985) Soil protection and remedial actions: Criteria for decision making and standardization requirements, in J.W. Assink and W.J. van den Brink (Eds.), *Contaminated soil '86. First Int. TNO Conf. on Contaminated Soil, Utrecht, The Netherlands*, 441-448.
- Boller, M. (1997) Tracking heavy metals reveals sustainability deficits of urban drainage systems. *Water Science and Technology* 35(9), 77-87.
- Bucheli, T.D., Müller, S.R., Heberle, S. and Schwarzenbach, R.P. (1998) Occurrence and behaviour of pesticides in rainwater, roof runoff, and artificial stormwater infiltration, *Environmental Science and Technology* 32, 3457-3464.
- Eriksson, E.H. (2002) *Potential and problems related to reuse of water in households*. PhD Thesis, Environment & Resources DTU, Technical University of Denmark (In print).
- European Commission (1996) Technical Guidance Documents in Support of the Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified and Commission Regulation (EC) No1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances. Bruxelles, Belgium.
- van Leeuwen, C.J. and Hermens, J.L.M. (Eds.) (1996) *Risk assessment of chemicals – An introduction.*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Mikkelsen, P.S. (1995) *Hydrological and pollutional aspects of urban stormwater infiltration* (Ph.D. thesis), Department of Environmental Science and Engineering, Technical university of Denmark.
- Mikkelsen, P.S., Weyer, G., Berry, C., Walden, Y., Colandini, V., Poulsen, S., Grotehusmann, D. and Rohlfing, R. (1994) Pollution from urban stormwater infiltration, *Water Science and Technology* 29(1-2), 293-302.
- Hauger, M.B., Rauch, W., Linde, J.J. and Mikkelsen, P.S. (2001) Cost-benefit-risk – a concept for management of integrated urban wastewater systems? *Water Science and Technology* 45(3), 185-193.

LES BASSINS URBAINS PLUVIAUX EN SEINE-SAINT-DENIS

Claire COGEZ, *Direction de l'Eau et de l'Assainissement,*
Conseil Général de la Seine-Saint-Denis, BP 193, 93003 Bobigny Cedex
Tél : 01.43.93.65.76. Adele : ccogez@csg93.fr

1. Introduction

Le Département de la Seine-Saint-Denis est l'une des collectivités de la région parisienne en charge d'un réseau d'assainissement. Je vous propose une approche de terrain, un vécu au niveau d'une collectivité locale, face aux problèmes d'inondations et de pollution, de construction et de gestion de bassins de retenue d'eaux pluviales, en relation avec ce qui se passe en aval, c'est à dire dans les stations d'épuration et le milieu naturel.

Dans ce département, il n'y a plus de rivière, à l'exception de deux courts passages de Seine et de Marne, qui reçoivent une vingtaine de rejets de réseaux pluviaux ou de surverses de réseaux unitaires. L'enjeu, pour nous, c'est de maîtriser les écoulements dans le réseau de transport, que nous gérons sur une vingtaine de kilomètres, en souterrain, avant que ces eaux ne retrouvent le milieu naturel.

En 1992, après une période d'investissements lourds, dans des émissaires profonds et des bassins de retenue à ciel ouvert (sur le réseau séparatif, entre les années 75 et 90), la situation reste encore assez problématique en matière d'inondation. A cette date, 15% du réseau départemental est encore insuffisant pour une pluie de 9 millions de m³, plus précisément pour une pluie de 40 millimètres d'eau en deux ou trois heures (une pluie à caractère décennal), qui ruisselle avec un coefficient de 35%. Nous devons alors gérer 3,2 millions de mètres cubes d'eau dans ce réseau, en quatre parties d'environ 800 000 m³ d'eau chacune : un volume qui remplit les collecteurs, un volume qui arrive à rejoindre rapidement et directement le milieu naturel, un qui est stocké dans des bassins et le dernier quart qui n'a pas de place, qui déborde et qui s'étale dans la ville, dans tous les quartiers sensibles.

Dans les années 70, la situation était la suivante : on comptait plusieurs milliers de sinistrés à chaque pluie, y compris lors de pluies de fréquence de un ou deux ans. Depuis, cela a évolué. Aujourd'hui, on déplore encore des centaines d'inondés, mais pour des pluies d'occurrence deux ou cinq ans, et dans des secteurs moins nombreux (Figure 1).

Jusqu'en 1992, il était inenvisageable d'envoyer des eaux de temps de pluie, c'est à dire qui excédaient la pointe de temps sec, vers les stations d'épuration, car celles-ci ne disposaient pas de capacité résiduaire. A cette époque, en observant les bassins de stockage en herbe, on s'est aperçu que l'eau se déchargeait de 60 à 70% des polluants transportés, cela même lorsqu'elle ne faisait que transiter dans ces bassins (Tableau 1). On a donc décidé de généraliser cette technique dite de « décantation extensive » en se disant que, si, plus tard, la possibilité se présentait de traitements en station d'épuration, on enverrait alors les eaux sortant des bassins vers ces stations pour traiter la pollution dissoute (à débit contrôlé). Nous avons donc au départ à entretenir un patrimoine déjà très coûteux et à y adjoindre des émissaires et des bassins de retenue permettant, au fil du temps, de gérer ces capacités d'évacuation et de stockage en fonction de ce qu'on serait capable de traiter en aval. Je ne sais s'il faut appeler

cela « développement durable », nous, nous parlons « d'approche globale », dans la durée, de la toiture jusqu'à la rivière, tout en ne travaillant directement que sur le réseau dont nous sommes maîtres. Les décisions concernant les capacités de traitement sont gérées à l'échelle du syndicat interdépartemental, le SIAAP, dont le Département est membre.



Figure 1 : Inondation à Montreuil (rue de Romainville)

Volume de stockage en m ³ /ha imper.	Effet de fond % piégé de la masse annuelle	Effet de choc % piégé à l'occasion des événements critiques	Effet des stress Fréquence des rejets résiduels (rejets supérieurs à 5% de la masse annuelle)
20	36-56	5-10	2 à 4
100	74-92	26-74	1 à 2
200	88-100	68-100	0 ou 1

Tableau 1: masse de dépôt interceptée suite à la décantation des eaux en bassins
pluviaux urbains

2. Le schéma d'assainissement de 1993, son bilan

Dans le schéma directeur de 1993, la priorité des élus demeurait la lutte contre les inondations, contribuant aussi à la lutte contre les pollutions. Les objectifs du schéma étaient donc les suivants : une protection décennale pour chaque habitant et l'interception du maximum de pollution dans les bassins de retenue; pour cela, il fallait construire 800 000 m³ de nouveaux bassins (pour obtenir une protection décennale) et aller bien au delà pour la lutte contre la pollution. Pour intégrer dans un département urbain un million de m³, il n'y avait pas tellement de choix. Il fallait réaliser des ouvrages sur le réseau en unitaire comme en séparatif et utiliser toutes les potentialités de création ou d'agrandissement de bassins existants. Il était prévu aussi des "zones d'inondabilité". On entend par là des « zones d'inondation volontaire », où l'on peut inonder des jardins, des squares, des aires de jeux ou de sports, plutôt que d'inonder les maisons.

Ce schéma a été mis en oeuvre. L'objectif était de réaliser en quinze ans les opérations les plus urgentes, soit 1 165 000 m³ dont une partie au titre de la dépollution. Cependant, lorsqu'un

scénario pour l'agglomération parisienne a été étudié puis validé au niveau régional en 1996-1997, on a vu qu'il faudrait adapter ce schéma. C'est ce que nous sommes en train de faire, pour un nouveau schéma en 2003.

Le bilan du schéma de 1992 est le suivant : nous avons réalisé de 1993 à 2001, 400.000 m³, soit 36% des besoins jugés urgents, ce que nous jugeons satisfaisant. En effet, le Département vise un idéal, l'affiche : l'idéal ce serait d'obtenir telle qualité d'eau, tel type de protection, de réaliser tel type d'équipements. Etant donnés les coûts, on pourrait se faire peur et ranger les propositions dans les tiroirs. En effet, il y a incapacité de financer la totalité à court terme, même avec les aides de l'Agence de l'Eau ou de la Région. En fait, les élus de la Seine-Saint-Denis nous demandent d'exprimer l'idéal, de leur proposer ce qui serait le plus urgent et de trouver tous les moyens pour le réaliser. Ainsi, 400 000 m³ réalisés sur les 1 160 000 m³ qui étaient visés, ce n'est pas si mal et l'on peut continuer.

3. La maîtrise des ruissellements

En parallèle, dans le cadre d'une bonne gestion, en même temps que l'on rattrape le retard par la construction de bassins de retenue, une coopération se développe avec les communes afin que l'urbanisation, qui continue, n'accroisse pas les risques d'inondation. Chaque constructeur doit retenir ses eaux, le règlement départemental l'impose.

Techniquement, en Seine-Saint-Denis, il n'y a pas beaucoup d'aptitude à l'infiltration, parce qu'il y a des zones de carrières de gypse et de larges secteurs de nappes affleurantes. L'infiltration n'est donc pas une solution généralisable.

En revanche, la rétention momentanée des eaux à tous les niveaux est préconisée, sur les toitures, dans les jardins, sur les parkings, dans des sous-sols, dans des canalisations surdimensionnées, etc... Toutes les techniques sont possibles, nous n'avons pas établi de règle, mais nous essayons simplement de convaincre les architectes, les constructeurs, les urbanistes de contribuer à ralentir les ruissellements (Figure 2).



Figure 2: Cour inondable

La logique que nous poursuivons actuellement c'est d'obtenir que ces rétentions soient réalisées de la manière la plus ludique et la plus visible possible, parce l'expérience nous montre, après quinze années de développement des techniques alternatives, que plus elles sont visibles, plus elles sont entretenues et plus elles sont pérennes et efficaces. Une cour de

collège dont une partie est surcreusée pour être inondable, avec un aménagement particulier, c'est un espace que le collège va s'approprier, c'est sa zone d'inondation ; elle ne sera pas comblée parce qu'on va la voir fonctionner les jours de pluie. Aujourd'hui, il y a environ quatre cents installations en place qui correspondent à peu près à 250.000 mètres cubes. Il est certain que, dans notre prochain schéma, la pérennité et l'entretien de ces ouvrages seront particulièrement étudiés.

4. Les choix stratégiques relatifs aux bassins de retenue

Je vais à présent évoquer trois aspects de notre travail : l'intégration urbaine et la construction des bassins, leur fonctionnement et le rôle de ces bassins dans la dépollution (Figure 3).



Figure 3: Construction d'un bassin de retenue au Blanc-Mesnil

4.1 L'intégration urbaine des bassins de retenue

En Seine-Saint-Denis, les bassins occupent plus de soixante hectares, bientôt quatre-vingts. Il faut compter un à deux hectares de dalle à chaque fois que l'on construit un bassin enterré de dix à trente mille mètres cubes, cinq hectares pour un bassin qui peut s'intégrer dans un parc et jusqu'à dix hectares pour un bassin-golf inondable.

Les bassins fonctionnent en moyenne 20% du temps de pluie (la pluie étant considérée dès lors que l'eau ruisselle). Par suite, les bassins ne fonctionnent pas plus de 1 à 2% du temps, même s'ils fonctionnent cinquante fois dans une année... ce qui est beaucoup ! Aussi, leur intégration est un enjeu d'aménagement urbain. A partir du moment où ils ne fonctionnent pas souvent, on ne pourra défendre leur conception, leur installation et leur pérennité que s'ils sont installés dans la ville d'une manière incontournable et qu'on ne peut plus faire autrement que de bien les gérer. C'est pour nous l'enjeu principal de la maîtrise des eaux pluviales dans la ville. Nous devons totalement concilier l'eau de pluie et la ville, remettre en partie en surface les eaux de pluie.

La Seine-Saint-Denis, depuis Paris jusqu'à l'aéroport Charles de Gaulle, ne formera bientôt plus qu'une seule agglomération. Au fur et à mesure de l'urbanisation, toutes les petites rivières ont disparu. Gênantes, elles ont été busées à l'économie. Trop petites, elles se sont pourtant « vengées » par la suite.

A ce propos, je suis frappée de constater que la loi considère qu'un collecteur pluvial dans une rue occupe un espace de manière précaire. L'eau de pluie existait avant la ville, mais, dès lors

que la ville s'installe, l'eau de pluie n'a plus le droit de ruisseler dans la ville ! Face à un projet de souterrain routier, à une construction, une modification de route, un collecteur pluvial gênant doit s'en aller... De la même manière, il n'existe pas de loi pour dire qu'une rivière doit continuer à vivre, ni de texte précisant qui est chargé de la pérennité de la rivière. La loi dit simplement : *« vous n'avez pas le droit de prendre plus que telle quantité d'eau dans la rivière, de rejeter plus de tel polluant ou de déplacer la rivière sans procédure »*. Mais la loi ne dit pas : *« à force de prélever de l'eau dans la rivière, à force de rejeter des substances polluées, la rivière risque de disparaître, mais il y a quelqu'un qui est chargé de la faire vivre »*.

Concernant la dépollution par décantation, je voudrais évoquer l'un des plus grands bassins : c'est un bassin à ciel ouvert qui comporte trois caissons; l'eau arrive dans un caisson de décantation en béton de 40 000 m³, surverse dans un caisson en herbe et enfin, lorsque c'est nécessaire, dans un bassin en eau. On peut stocker dans ce bassin jusqu'à deux cent mille mètres cubes d'eau.

4.2 Le fonctionnement des bassins de retenue, leur rôle dans les dépollutions

En 2001, nous disposions de 1,1 Mm³ de stockage. Nous avons stocké 5,1 Mm³ dans l'année (en 484 remplissages), dont 875.000 mètres cubes lors de la pluie la plus forte. Les bassins ont aussi reçu des eaux de transit, ce qui représente un doublement de la quantité maximum stockée. Nous avons curé, sur une année, dans les caissons en béton, 1 800 tonnes de boues qui contenaient environ 900 tonnes de matière sèche. Ces boues incluaient environ dix huit tonnes de matière organique, ce qui n'est pas négligeable. Il s'y ajoute des boues déposées dans les caissons en herbe ou en eau (curés tous les 10 ou 15 ans, mais pas en 2001).

En matière de fonctionnement et de gestion, tous les bassins sont télésurveillés et contrôlés à distance; chaque bassin fonctionne sur consignes locales avec des automates qui gèrent les organes électromécaniques sur des consignes de débit (tel débit dans telle condition de pluie, etc...). Les opérateurs-pilotes qui se relaient 24 h/24, et en astreinte, peuvent modifier ces consignes (depuis le central ou depuis leur domicile) sur scénario de pluie (tant de millimètres en tant d'heures...). Nous disposons d'une bibliothèque de pluies : nous avons commencé avec trente cinq scénarios, que l'on a pu ramener à quinze, ce qui est suffisant pour anticiper. Lorsqu'une pluie prend forme sur l'image radar, on entre dans tel ou tel scénario : notre système d'aide à la gestion indique alors les secteurs sensibles à surveiller, les bassins où il faut suivre ce qui se passe et, éventuellement, varier les consignes de gestion.

En 2001, nous avons procédé en moyenne à huit commandes à distance par pluie sur ces consignes. Les responsabilités que prennent les agents du service public qui procèdent à ces modifications sont encadrées et limitées. Par ailleurs, ils peuvent avoir confiance dans toute l'installation, dans toute la chaîne... Les 7 500 organes électromécaniques fonctionnent avec plus de 98% de disponibilité. En cas d'incident, le système de fonctionnement "dégradé", même quand il n'y a que 90% d'organes en fonctionnement, permet encore la maîtrise de l'ouvrage. Cela signifie, par exemple, que lorsqu'une pompe tombe en panne, l'ouvrage fonctionne toujours ; simplement, on ne dispose plus de la pleine capacité de pompage...

Il nous reste à aborder la question des bassins à «usage mixte», sur le réseau séparatif. De quoi s'agit-il ? Il s'agit d'ouvrages conçus en différents caissons, dont un pour la dépollution à l'entrée et un qui constitue une zone récréative où l'on stocke de l'eau une fois de temps en temps. Dans ces bassins, le plus important à gérer c'est la sécurité, outre les nettoyages rapides après la pluie. En effet, les bassins étant intégrés dans des équipements publics, il ne

doit pas y avoir de pollution durable au niveau de la zone récréative, pas de flottants non plus dans ces bassins à ciel ouvert et enfin pas de risque hydraulique pour les usagers. Ces bassins sont presque toujours intégrés dans des équipements publics, de manière à ce que leur pérennité soit vraiment assurée. Ainsi, nous avons des bassins dans des parcs, sous des places ou intégrés à des places dont une partie est inondable, sur des parkings, sous des collèges, sous des stades, dans un bocage, dans un golf, etc... Les vingt derniers collèges construits en Seine-Saint-Denis sont équipés de stockages selon différentes techniques alternatives, pour leurs propres eaux, et, sous le plateau d'évolution du collège Gérard Philipe, est intégré un bassin départemental de 20 000 m³.

Nous avons aussi construit des bassins unitaires enterrés avec nettoyage intégré. Un collecteur profond relie les bassins lorsqu'ils sont gérés en série. On trouve jusqu'à dix bassins sur un même axe d'écoulement, avec des marges de manœuvres entre la capacité d'écoulement et la capacité de stockage.

5. Conclusions et perspectives

Notre réseau est donc un "réseau évolutif" : on peut le gérer selon l'endroit où tombe la pluie et selon les capacités de traitement en aval, en fonction de critères locaux et au delà de l'échelle du département, dans le contexte de l'agglomération parisienne.

Des études sont lancées au sein du SIAAP, associant Paris et la petite couronne : sous deux ans, on aura un système "vivant", permettant de gérer les flux, pendant les pluies, à l'échelle du SIAAP, et en cohérence avec des installations de traitement dont le fonctionnement s'adaptera momentanément aux débits supplémentaires.

sous deux ans, on aura un système "vivant", géré pendant les pluies à l'échelle du SIAAP.

Nous avons vu qu'il existait aussi quatre cent stockages privés ou communaux intégrés dans l'aménagement urbain et recensés dans une banque de données. Cela va de la terrasse en herbe à la place partiellement inondable (Place Pleyel à Saint-Denis), en passant par le jardin des Poètes ou des noues. Nous avons également un bassin enterré sous les parkings du Stade de France à vingt trois mètres de profondeur. Juste achevé, au pied de la tour de l'URSSAF à Montreuil, nous avons également ce que nous appelons un bassin "cœur de ville", intégré dans la rénovation d'un centre ville des années soixante (centre commercial) tombé en désuétude. Les bassins contribuent à redynamiser certains quartiers un peu délaissés.

Nous savons combien il est important d'associer non seulement les services des villes à notre démarche, mais aussi les riverains et les associations. Nous exposons les choix techniques, le fonctionnement des ouvrages, les enjeux que nous mesurons, et nous apportons de l'information sur les problèmes du pluvial. Je peux vous affirmer que l'intérêt du public et des associations est très fort pour ces questions et pour les visites techniques, ne serait-ce que parce que, expliquent usagers et riverains, "ils voient où vont leurs impôts et leurs taxes".

Au total, la Seine-Saint-Denis dispose d'un réseau sous surveillance de vingt quatre bassins de retenue d'eau, avec les collecteurs qui les relient, ce qui représente cent trente stations de gestion. Et pour notre prochain schéma directeur, nos élus maintiennent comme priorité le traitement conjoint de la lutte contre la pollution et de la lutte contre les inondations.

LOCALISATION ET OBSERVATION DE L'INTERFACE EAU/SÉDIMENT EN RÉSEAU D'ASSAINISSEMENT UNITAIRE

Claire OMS, Marie-Christine GROMAIRE, Ghassan CHEBBO
CEREVE (ENPC-ENGREF-UPVM),

6 et 8 av. Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne la Vallée Cedex 2.
Tél : 01.45.17.16.25. Fax : 01.45.17.16.27. Adele : oms@cereve.enpc.fr

Résumé

Deux méthodes d'observation de l'interface eau/sédiment en réseau d'assainissement unitaire ont été développées par le laboratoire du CEREVE : le premier système est fixé dans les parois de l'égout et permet de faire un suivi chronologique des évolutions de l'interface sur un site ; le second système est basé sur l'utilisation d'un endoscope de petit diamètre, protégé par une gaine plastique graduée. Il permet de visualiser d'une façon non-destructive les sédiments et leurs différentes interfaces. Les deux systèmes d'observation ont été utilisés dans le bassin versant urbain du Marais, à Paris. Une couche organique immobile a été observée à l'interface eau/sédiment. Cette couche apparaît dans les creux du dépôt grossier, à l'amont des collecteurs, dans des zones où l'écoulement est lent et où le taux de cisaillement est très faible. Les photographies de la couche organique montrent des évolutions temporelles complexes qui nécessitent une étude plus approfondie.

1. Introduction

L'érosion des dépôts situés en réseau d'assainissement unitaire et le transport des sédiments jouent un rôle prépondérant dans la pollution des rejets urbains de temps de pluie (RUTP). De nombreuses études menées en Europe (Crabtree, 1989 ; Ristenpart, 1995 ; Verbanck, 1995 ; Arthur, 1996 ; Ahyerre, 1999) ont montré que la contribution des dépôts en réseau unitaire à la pollution des RUTP est liée à l'érosion d'un dépôt organique situé à l'interface eau-sédiment. Différentes méthodes expérimentales ont été utilisées pour étudier le stock de matière organique à l'interface eau/sédiment sont différentes. Dans la plupart des cas les méthodes employées sont basées sur des approches indirectes :

- Crabtree (1989) a échantillonné un dépôt organique à l'aide d'une petite pelle ;
- Ristenpart (1995), Verbanck (1995), Arthur (1996) et Ahyerre (1999) ont réalisé des profils de Matières En Suspension (MES) et ont montré qu'il existait une forte augmentation de concentration en MES près du fond ;
- Arthur (1996) a utilisé des trappes à sédiment afin de piéger les particules se déplaçant près du fond.

Les résultats de ces expériences aboutissent à des conceptions différentes du stock de particules organiques : un courant dense, des solides charriés près du fond, un sédiment fluidisé.

Dans le bassin versant du Marais à Paris, Ahyerre *et al.* (2001) ont développé un système d'observation de l'interface basé sur une boîte en plastique profilée avec une face vitrée et fixée à la paroi de l'égout. Ils ont identifié l'interface eau/sédiment comme une couche organique immobile. Des améliorations ont été apportées à cette boîte d'observation de façon à pouvoir être encastrée dans la paroi de l'égout et à pouvoir prendre des photos à pas de temps régulier de manière autonome. La boîte a été installée sur un site du Marais, à côté d'un débitmètre. Les données recueillies fournissent des informations sur les évolutions de la couche organique durant des périodes relativement longues.

Cependant cette méthode ne peut pas être utilisée pour localiser la couche organique à grande échelle car le système d'observation est lourd, volumineux et doit rester en place sur le site durant quelques jours avant de pouvoir réaliser des observations. Aussi une nouvelle méthode d'observation a-t-elle été développée par le CEREVE : elle se base sur l'utilisation d'un endoscope pour visualiser de façon non-destructive l'interface et ainsi localiser la couche organique le long d'un collecteur. Nous avons appliqué ce système sur le bassin versant du Marais et nous avons comparé nos observations aux résultats obtenus par Ahyerre (1999), sur les mêmes sites, avec les profils de MES. La discussion des résultats permettra d'obtenir des informations sur la nature et la localisation des stocks de matière organique formés à l'interface eau/sédiment.

2. Matériel et méthodes

2.1 Caractéristiques du bassin versant étudié

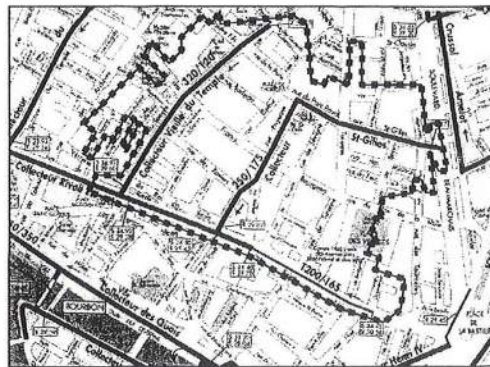


Figure 1 – Bassin versant urbain du Marais (plan Ville de Paris)

Les expériences ont été réalisées sur la bassin versant du Marais (42ha), qui est situé à l'amont du réseau d'assainissement parisien (Figure 1). Il s'agit d'un réseau unitaire ramifié (7.6 km), entièrement visitable. Il est composé de trois collecteurs principaux avec une section d'écoulement quasi rectangulaire (la « cunette ») et des banquettes pour faciliter les déplacements :

- le collecteur Saint-Gilles a une longueur de 798 m, une hauteur de 3 m et une pente de 0.04 %, avec une cunette de section 0.7 m x 0.6 m ;
- le collecteur Vieille du Temple a une longueur de 596 m, une hauteur de 2.9 m et une pente de 0.06 %, avec une cunette de section 0.6 m x 0.6 m ;

- le collecteur Rivoli a été décomposé en deux zones. La zone aval a une longueur de 430 m, une hauteur de 3.4 m et une pente de 0.09 % avec une cunette de section 1.1 m x 1.2 m. La zone amont, appelée collecteur Saint-Antoine, a une longueur de 225 m, une hauteur de 2.9 m et une pente de 0.09 % avec une cunette de section 0.6 m x 0.6 m .

2.2 Un système d'observation fixe

Ahyerre *et al.* (2001) ont utilisé une boîte d'observation en PVC (longueur :1.5 m, hauteur :55 cm, largeur :11 cm) avec une face vitrée pour observer l'interface eau/sédiment sur le collecteur Vieille du Temple, dans le Marais. Cette boîte est fixée à la paroi de la cunette et pénètre dans le dépôt grossier. Elle est installée une semaine avant toute observation car son installation perturbe les dépôts. La face avant de la boîte est vitrée et un miroir incliné à 45°, à l'intérieur de la boîte, permet d'observer l'interface eau-sédiment à partir du haut de la boîte. La hauteur du miroir dans la boîte est ajustable grâce à des cales.

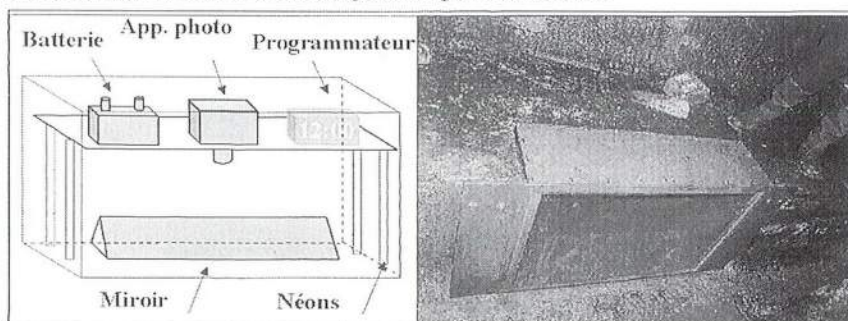


Figure 2 - Schéma de la boîte d'observation et boîte en place dans le Marais

La vitre doit être nettoyée régulièrement car elle s'encrasse rapidement et, malgré l'allure profilée de la boîte, l'écoulement est accéléré localement par le système. Il a donc été décidé d'encastrer la boîte dans la banquette pour limiter l'impact hydraulique du système d'observation. Afin de réduire les opérations de nettoyage qui peuvent perturber l'interface, une vitre spéciale a été installée sur la face avant. Cette vitre a été fournie gracieusement par Saint-Gobain Glass : elle est recouverte d'un film photocatalytique « autonettoyant » qui réagit aux UV.

Enfin, un système d'éclairage de 4 néons, alimentés par des batteries 12V, ainsi qu'un appareil photo numérique programmable ont été placés à l'intérieur de la boîte. Le système est piloté par un programmeur séquentiel qui permet de contrôler l'allumage des néons pour pouvoir réaliser des prises de vue de l'interface à pas de temps régulier et réduire l'encrassement du vitrage (Figure 2).

Les photographies obtenues couvrent une surface d'environ 30 cm de haut sur 40 cm de large. Sur les images, l'eau usée s'écoule toujours de la gauche vers la droite. Une règle a également été placée à l'intérieur de la boîte, contre la face vitrée, pour servir de repère et permettre de quantifier les évolutions de l'interface.

2.3 Un système d'observation portable

Le système portable a été conçu pour respecter deux critères : il doit être facilement transportable dans les égouts afin d'étudier des portions de collecteur importantes et il doit

permettre une vue en coupe des sédiments sans les détruire. Ce dernier point est le plus contraignant car Ahyerre *et al.* (2001) ont décrit la couche organique comme une couche très peu résistante et facilement érodable. Le système doit donc avoir une surface d'approche aussi petite que possible afin de ne pas perturber la couche organique.

Le système d'observation final a été basé sur l'utilisation d'un endoscope Olympus R080-104-090-50 (Figure 3). L'endoscope a une longueur de 104 cm avec un diamètre de 8 mm et un axe d'observation latéral à 90°. Il est associé à une source lumineuse, de type lampe halogène au tungstène (150W). La lumière est concentrée dans un guide de lumière pour éclairer la zone d'observation. L'endoscope est alimenté par une batterie 12V. La zone observée a un diamètre de 4 mm. Un appareil photo numérique peut être adapté à l'oculaire de l'endoscope et des photos des sédiments peuvent donc être prises sur le site. Une gaine en plastique PlexiglasTM protège l'endoscope : elle a une longueur de 100 cm et a une section carré de 2 cm x 2 cm. Quatre languettes flexibles permettent de maintenir l'endoscope en position à l'intérieur de la gaine pendant les expériences. La gaine est profilée afin de pénétrer facilement dans le dépôt grossier. Des graduations ont été réalisées tous les 5 mm sur une face de la gaine avec des marques de référence tous les 5 cm pour évaluer l'épaisseur de l'interface eau-sédiment.

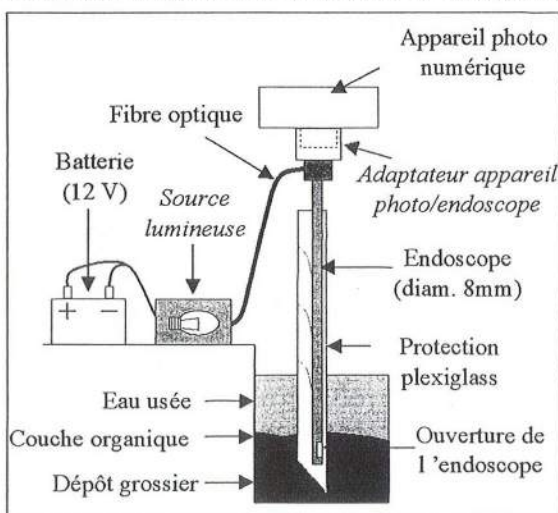


Figure 3 – Système d'observation portable basé sur un endoscope

2.3.1 Méthodologie pour la localisation

Afin de comparer les observations à partir de l'endoscope aux profils de concentrations en MES mesurés par Ahyerre (1999) sur le bassin versant du Marais, il a été décidé de travailler sur les mêmes collecteurs et avec les mêmes pas d'espace. Les profils de MES avaient alors été réalisés tous les 50 m sur Saint-Gilles, Vieille du Temple et Rivoli (soit environ 30 points).

Finalement, les observations ont été réalisées :

- tous les 25 m sur Saint-Gilles en décembre 2000. La partie amont du collecteur a été étudiée une seconde fois en février 2001, tous les 10 m à 15 m afin d'affiner les données sur la présence de couche organique ;
- tous les 50 m sur Vieille du Temple, en janvier 2001 ;

Sèches (MS), les Matières Volatiles (MV) et la Demande Biologique en Oxygène (DBO₅) sont basés sur les normes AFNOR NF T 90-105, NF T 90-209 et NF T 90-103. La Demande Chimique en Oxygène (DCO) est déterminée suivant la micro-méthode Hach. Pour la DCO et la DBO₅ les échantillons ont été broyées et homogénéisés avant analyse. La teneur en eau des échantillons a été estimée à partir d'une pesée différentielle de chaque échantillon avant et après séchage à l'étuve pendant 2 heures à 105°C. La masse volumique des particules a été mesurée avec un pycnomètre à hélium après séchage à l'étuve pendant 2 heures à 105°C.

3. Résultats

3.1 Nature de l'interface

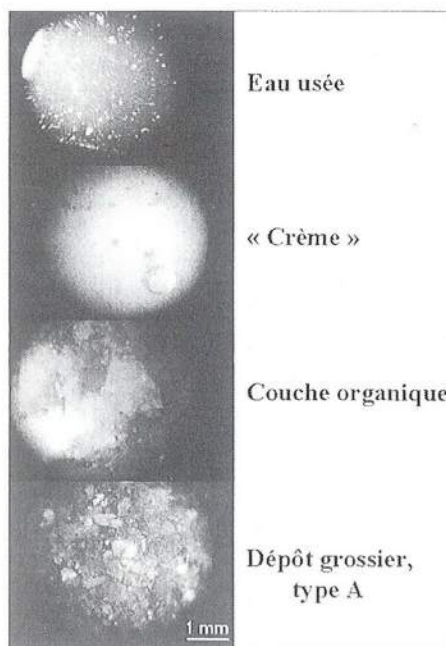


Figure 5 – Photo des différents types de dépôts observés sur le Marais

Différents types de sédiments ont pu être visualisés sur Le Marais (Figure 5) :

- Le dépôt grossier (type A suivant la classification de Crabtree) se présente comme un dépôt très sombre (noir et gris) composé de particules bien distinctes de diamètre millimétrique.
- L'eau usée apparaît en gris clair avec des très fines particules brillantes.
- A l'interface entre l'eau et le dépôt grossier on observe dans certaines zones une couche immobile : la couche organique. Elle composée de particules plus grosses que dans le dépôt grossier mais avec des contours mal définis. Les particules ont des couleurs brunes et orangées. La hauteur de cette couche varie entre 2 cm et 15 cm et elle ressemble à la couche observée sur Vieille du Temple par Ahyerre *et al.* (2001).

- Une deuxième couche située au-dessus de la couche organique a également été observée. Cette couche a une texture « crémeuse », elle a une très faible résistance, elle réfléchit la lumière (d'où la couleur « blanche » sur les photos) et des bulles de gaz ont pu être observées à l'intérieur. Cette « crème » a été observée dans des zones de forte décélération, à l'amont d'amas de flottants ou de grosses arrivées latérales. Elle atteint une hauteur de 15 cm dans la partie amont de Saint-Gilles.

Les analyses des échantillons collectés sur Saint-Gilles sont résumés dans le Tableau 1. Les teneurs en MV, DCO et DBO₅ de la couche organique prélevée sur Saint-Gilles sont cohérentes avec les valeurs obtenues par Ahyerre *et al.* (2001) sur Vieille du Temple. On note cependant que la couche organique observée à St Gilles présente des teneurs en DCO et en DBO₅ légèrement plus élevées que celles mesurées par Ahyerre *et al.* (2001) sur Vieille du Temple, et un rapport DCO/DBO₅ plus faible.

Teneurs (min, moy, max)	MV/MS (%)	DBO ₅ /MS (g/g)	DCO/MS (g/g)	DCO/ DBO ₅ (g/g)
Site 1 (PK600)	66 -77- 82	0,29 -0,44- 0,46	0,46 -1,39- 1,90	1,61 -3,39- 4,29
Site 2 (PK650)	44 -68- 84	0,21 -0,37- 0,60	0,79 -1,35- 1,67	2,57 -3,31- 4,22
Ahyerre <i>et al.</i> (2001)	60 -77- 98	0,10 -0,25- 0,36	0,19 -0,90- 1,43	3,87 -4,22- 4,86

Tableau 1 - Teneur en MV, DCO et DBO₅ des particules de la couche organique

3.2 Cartographie de la couche organique

Les figures 6, 7 et 8 montrent les résultats de la cartographie sur Saint-Gilles et sur Vieille du Temple. La couche organique est présente dans la zone amont des trois collecteurs étudiés. L'épaisseur de la couche varie entre 2 cm et 15 cm sur Saint-Gilles, elle atteint 10 cm sur Vieille du Temple et seulement 5 cm à l'amont de Rivoli. Les observations ont été réalisées deux fois sur l'amont du collecteur Saint-Gilles (décembre 2000, février 2001). Entre ces deux périodes, l'épaisseur de la couche organique n'a pas sensiblement évolué mais les amas de flottants ont disparus ainsi que la « crème » qui n'a été observée que sur un seul site à l'amont d'une importante arrivée latérale.

La couche organique a été observée dans des zones où les trois conditions suivantes étaient réunies :

- la vitesse d'écoulement est inférieure à 0.1 m/s
- la pente du radier est inférieure à 0.05%
- les dépôts grossiers forment des reliefs importants en creux.

Enfin, les observations réalisées ont été comparées avec les résultats obtenus à partir des profils de MES réalisés par Ahyerre (1999) sur Le Marais (Figure 9). Les zones où la couche organique a été observée correspondent aux zones où Ahyerre (1999) a observé des concentrations en MES supérieures à 700 mg/l, à 1 cm du fond.

Cette analyse montre que, dans Le Marais, les sauts de concentration près du fond ne sont pas liés au passage de particules en mouvement près du fond mais à la présence de la couche organique immobile en surface des dépôts grossiers.

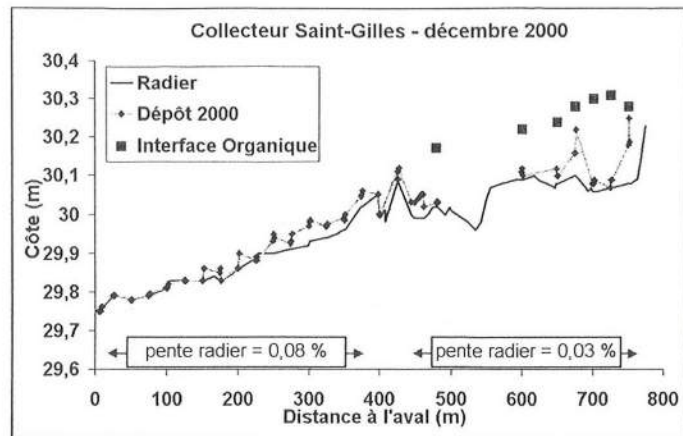


Figure 6 – Suivi du collecteur Saint-Gilles (décembre 2000)

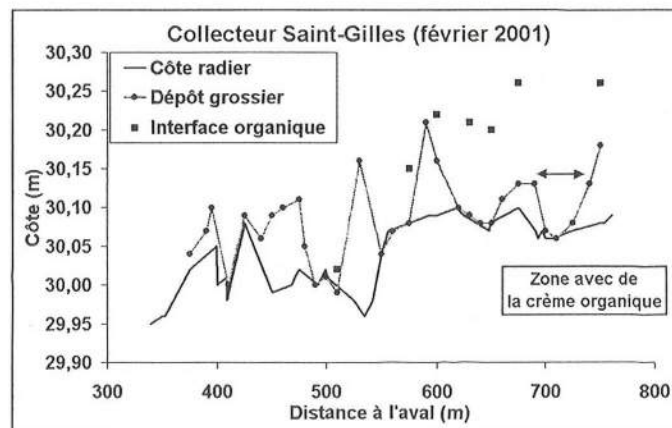


Figure 7 – Suivi du collecteur Saint-Gilles (février 2001)

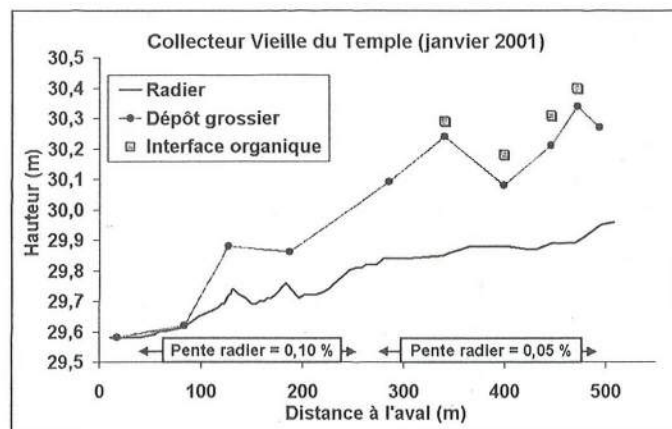


Figure 8 – Suivi Collecteur Vieille du Temple (janvier 2001)

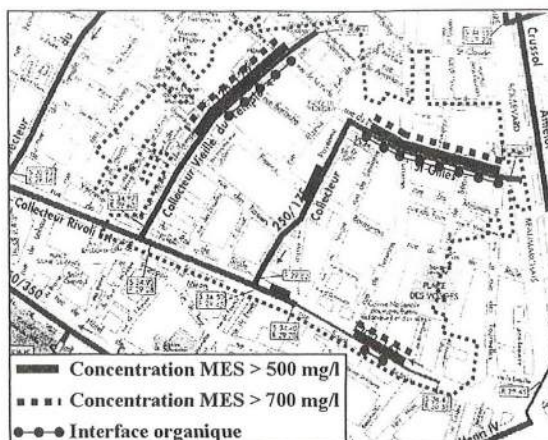


Figure 9 – Comparaison entre les observations à l'endoscope et les profils de concentration en MES de (Ahyerre, 1999)

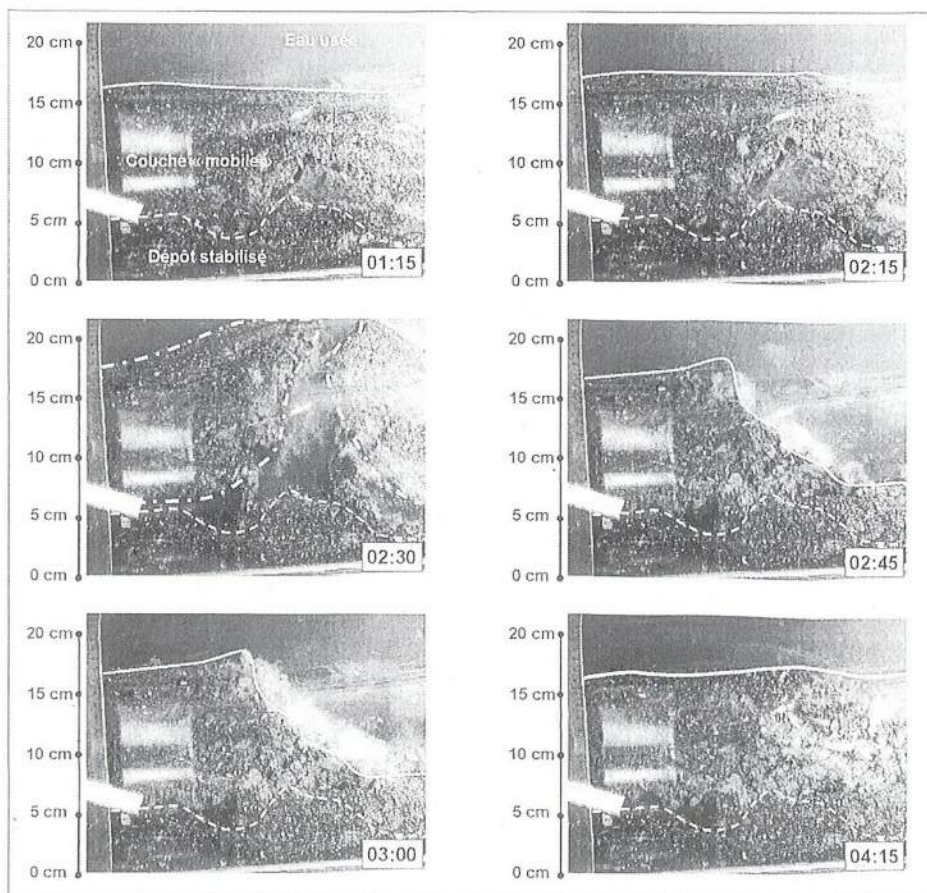


Figure 11 - Evolution de la couche organique, entre 1h00 et 4h15 le 03/03/02.

3.3 Evolutions de l'interface eau-sédiment

La boîte d'observation a été installée à l'amont du collecteur Saint-Gilles en février 2002 (Figure 2) sur un site où la couche organique est présente en quantités importantes (environ 15 cm). Elle a permis de faire des observations durant des périodes de temps sec de 3 ou 4 jours.

Les photographies ont montré que la couche organique abrite des vers. Le rôle de ces organismes n'a pas été identifié mais ils sont le signe d'une activité biologique à l'intérieur de la couche organique. Cette activité a sans doute un impact sur l'évolution des paramètres physico-chimiques de la matière organique contenue dans la couche. Comme avec l'endoscope, on reconnaît sur les photographies de grosses particules (de 5 mm à 20 mm) telles que des matières fécales (en brun-orangé, avec un aspect « spongieux ») et des papiers (en gris, avec un aspect fibreux).

La figure 10 présente une séquence de photo représentant un phénomène observé durant une période de temps sec (dans la nuit du 2 au 3 Mars 2002) : on observe un phénomène d'expansion de la couche durant 1 heure, suivi de l'arrachement « brutal » (en 30 minutes) d'un bloc de couche. Enfin, le « creux » laissé par le bloc arraché est rapidement comblé (environ 2 heures) par un nouvel apport de matières. Aucune variation notable des paramètres hydrauliques n'a été relevée durant cet épisode.

Le système d'observation fixe permet donc de réaliser un suivi de la couche organique, mais les phénomènes observés sont très complexes. Il n'est pas apparu de relation « simple » entre les évolutions de la couche et les paramètres hydrauliques de l'écoulement. Une analyse poussée des séquences photographiques obtenues et des données hydrauliques doit être réalisée pour améliorer la compréhension des phénomènes observés.

4. Discussion

4.1 Stocks de particules

Le volume de couche organique sur Saint-Gilles a été estimé à 7.5 m³ à partir des données de Février 2001.

Les caractéristiques moyennes de la couche organique (masse volumique, Teneur en eau et taux d'humidité), présentées ci-dessous, ont été calculées à partir des échantillons prélevés (cf. §2.3.2.). Elles doivent être considérées avec beaucoup de précautions car le mode de prélèvement utilisé déstructure fortement la couche organique:

$$\left\{ \begin{array}{l} \rho_{\text{particules}} = 1500 \text{ kg/m}^3 \\ \text{Teneur en eau} = \frac{\text{Masse d'eau}}{\text{Masse particules sèches}} = 590 \% \\ \text{Taux d'humidité} = \frac{\text{Masse d'eau}}{(\text{Masse particules sèches} + \text{Masse d'eau})} = 86 \% \end{array} \right.$$

A partir des caractéristiques moyennes de la couche organique, la quantité de matière sèche disponible dans le collecteur Saint-Gilles en février 2001 a été estimée à 1200 kg pour les matières sèches et à 530 kg pour la DBO₅.

Gromaire(1998) a estimé que la masse de particules érodées dans le réseau du Marais, sur 30 pluies, représentait entre 120 kg et 700 kg de matière sèche et entre 60 kg et 400 kg de DBO₅. Le stock de matières sèches évalué sur Saint-Gilles est largement suffisant pour expliquer la

contribution de l'ensemble du réseau. Par ailleurs, il semble que la couche organique ne soit pas entièrement mobilisée au cours des événements pluvieux ce qui peut être expliqué par une augmentation de la résistance de la couche avec son épaisseur, comme cela a été suggéré par Skipworth *et al.* (1999). Cette hypothèse sera testée grâce à l'utilisation de la boîte d'observation fixe durant des épisodes pluvieux ou des augmentations contrôlées de débit.

4.2 Taux de cisaillement

Le taux de cisaillement est le critère le plus couramment utilisé pour décrire les phénomènes de déposition et d'érosion des particules. Il a donc été calculé le long du collecteur Saint-Gilles. Nous avons utilisé les relations suivantes, :

$$\tau = \rho \cdot g \cdot R_h \cdot J_e \quad \text{et} \quad J_e = K^2 \cdot \frac{U^2}{R_h^{4/3}}$$

avec R_h : rayon hydraulique, ρ : masse volumique, J_e : pente d'énergie et U : vitesse moyenne de l'écoulement. La pente d'énergie de l'écoulement (J_e) a été déterminée à partir de la formule de Manning-Strickler (avec $K = 55$) et la vitesse moyenne de l'écoulement a été déterminée à partir des profils de vitesses mesurés en chaque point.

Finalement, il apparaît que le taux de cisaillement diminue de l'amont vers l'aval (Figure 12) et que la couche organique se trouve dans des zones où le cisaillement ne dépasse pas 0.03 N/m^2 , ce qui est en accord avec les observations de Ahyerre (1999).

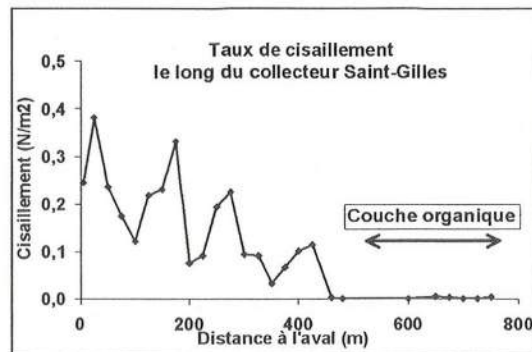


Figure 12 – Evolution du taux de cisaillement dans le collecteur Saint-Gilles

5. Conclusion

Un système basé sur l'utilisation d'un endoscope a été développé pour observer l'interface eau/sédiment. Cette méthode présente plusieurs avantages :

- elle est simple d'utilisation,
- elle permet d'étudier de grandes longueurs de collecteur rapidement,
- elle permet d'obtenir rapidement des indications sur la nature et l'épaisseur des dépôts présents sur les tronçons étudiés.

L'endoscope a permis de mettre en évidence une couche organique immobile à l'amont des collecteurs du bassin versant du Marais. Les critères pour l'existence de cette couche sont les

suivants : faible vitesse d'écoulement, faible pente de radier, présence de dépôts grossiers avec des reliefs marqués. Les zones où la couche organique se développe correspondent à des zones où le taux de cisaillement est faible (inférieur à 0.03 N/m^2). De plus, la présence d'une couche « crémeuse » a été mise en évidence dans les zones de fort ralentissement de l'écoulement. Des expériences supplémentaires doivent être menées pour identifier la nature de cette couche car aucun prélèvement n'a pu être réalisé sur cette couche.

Dans le Marais, les sauts de concentration en MES près du fond relevés par Ahyerre (1999) peuvent être attribués à la présence de la couche organique à la surface des dépôts grossiers. Cette conclusion est en opposition avec les hypothèses de sédiment fluidisé ou de particules en mouvement près du fond. De nouvelles expériences vont donc être menées sur Paris mais également dans d'autres réseaux européens afin d'observer l'interface eau/sédiment avec l'endoscope pour avoir des résultats issus d'une méthode unique.

Le système d'observation fixe fonctionne de manière autonome et permet de suivre les évolutions de l'interface eau/sédiment à pas de temps régulier. Il a permis de mettre en avant la complexité de la couche organique. Une analyse poussée des séquences de photographies doit être effectuée pour améliorer la compréhension des phénomènes internes à la couche organique durant le temps sec. Enfin, des expériences durant des épisodes pluvieux doivent être menés pour étudier l'érosion de cette couche.

6. Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'AESN, la Ville de Paris, le SIAAP et l'ENPC qui ont financé ce programme de recherche ainsi que les deux étudiants de DEA (Johan Glasser et Laura Dieupart-Ruel) qui ont participé à la réalisation des expériences en réseau.

Bibliographie

Ahyerre (1999). *Bilan et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire*. Thèse de Doctorat de l'Université de Paris 6.

Ahyerre, Chebbo, Saad (2001). Nature and dynamics of water sediment interface in combined sewers, *J. of Environmental Engineering*, Vol 127, n°3, pp 233-239.

Arthur (1996). *Near bed solid transport in a combined sewer network*. PhD, University of Abertay Dundee.

Crabtree (1989). Sediments in sewers. *J. of Inst. Water Env. Management*, n°3, 569-578.

Gromaire (1998). *La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire, caractéristiques et origines*. PhD, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

Ristenpart (1995). Sediment properties and their changes in a sewer. *Wat. Sci. Tech.*, vol.31; n°7, 77-83.

Skipworth, Tait, Saul (1999). Erosion of sediment beds in sewers : model development. *J. of Environmental Engineering*, Vol.125, n°6, 566-573.

Verbanck (1995). Capturing and releasing settleable solids – the significance of dense undercurrents in combined sewer flows. *Wat. Sci. Tech.*, n°7, vol.31, 85-89.

ÉTUDE DE LA POLLUTION EN HYDROCARBURES DES DÉPÔTS GROSSIERS SUR L'ENSEMBLE DU RÉSEAU D'ASSAINISSEMENT DE LA VILLE DE PARIS

Vincent Rocher, Stéphane Garnaud, Régis Moilleron & Ghassan Chebbo
Faculté de Sciences et Technologie, Université Paris XII-Val De Marne, 61 av du
Général De Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France
Tél : 01.45.17.16.21. Fax : 01.45.17.16.27. Adele : vrocher@univ-paris12.fr

Résumé

L'objectif de cette étude est la caractérisation de la pollution en hydrocarbures associée au dépôt grossier. Ce travail a été réalisé en utilisant les bassins de dessablement du réseau d'assainissement parisien. Au cours de 2 années de collaboration avec le Service d'Assainissement de la Ville de Paris (2000-01), des échantillons de sédiment ont été extraits de 40 bassins de dessablement répartis sur l'ensemble du réseau. Nous avons établi que, à l'échelle du réseau parisien, la pollution en hydrocarbures (hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP)) est quantitativement et qualitativement homogène. Aucune fluctuation significative des teneurs en HT et HAP n'a été observée sur l'ensemble du réseau (teneurs moyennes en HT et HAP respectivement de 625 et 26 mg/kg). De même, nous avons mis en évidence l'existence d'une distribution en HAP homogène sur l'ensemble du réseau. L'étude de cette dernière a montré que les sources pyrolytiques contribuent majoritairement à la pollution en hydrocarbures du réseau.

1. Introduction

Durant les périodes de temps sec, la décantation d'une partie des matières en suspension transitant au sein du réseau d'assainissement conduit à la formation de dépôts. Ces dernières années, on a assisté à un accroissement de l'intérêt porté à ces dépôts, en particulier, à cause des problèmes environnementaux qui leur sont liés. En effet, le curage régulier des collecteurs effectué dans le but d'éviter une accumulation excessive de sédiments génère de grandes quantités de sédiments. Ces sédiments sont, selon leurs niveaux de contamination, traités dans le but d'être réutilisés (matériaux de remblais) ou enfouis dans des centres d'enfouissement technique. Ainsi, la gestion optimale de ces sédiments suppose que la municipalité de Paris dispose de données précises sur leur degré de contamination à l'échelle du réseau d'assainissement parisien.

Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes focalisés sur la pollution en hydrocarbures et, en particulier, la pollution par les hydrocarbures aromatiques dont la toxicité est aujourd'hui unanimement reconnue. En effet, les hydrocarbures aromatiques étant solubles dans les tissus gras, ils peuvent être adsorbés par les tissus organiques tels que les poumons, l'intestin ou même demeurer au niveau de la peau. La toxicité dépend très fortement de la molécule et de la

dose considérée. Certaines molécules telles que le dibenzo(*ah*)anthracène, le benzo(*a*)pyrène, l'indéno(*1,2,3-cd*)pyrène et le benzo(*a*)anthracène sont particulièrement toxiques et ont des effets cancérogènes et mutagènes.

L'objectif de ce programme de recherche est de caractériser quantitativement et qualitativement la pollution en hydrocarbures (hydrocarbures totaux (HT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)) associée au dépôt présent dans le réseau. L'approche quantitative consiste, d'une part, à évaluer les teneurs moyennes en hydrocarbures du dépôt et, d'autre part, à étudier leurs fluctuations spatiales sur l'ensemble du réseau. L'approche qualitative consiste à étudier les distributions HAP du dépôt sur l'ensemble du réseau parisien. La comparaison des signatures HAP des dépôts échantillonnés à différents endroits du réseau, nous informe sur la fluctuation spatiale des distributions HAP. De plus, en nous basant sur ces distributions, nous étudions l'origine des hydrocarbures présents dans le réseau, c'est-à-dire la contribution des différents types de sources (pyrolytiques/pétrolières) à la pollution en hydrocarbures du réseau.

2. Matériel et méthode

2.1 Sites et procédures d'échantillonnage

Type d'échantillons prélevés. Des études antérieures (Ahyerre, 1999) ont montré que le dépôt en réseau d'assainissement est constitué du dépôt grossier et de la couche organique. Le dépôt grossier, de couleur très sombre (gris, noir), est principalement constitué de graviers et sa teneur en matière organique (MO) est inférieure à 10 %. La couche organique, de couleur marron, est essentiellement constituée de matériaux organiques (matière fécale) et sa teneur en MO est comprise entre 58 et 71 %. (Ahyerre, 1999 ; Chebbo *et al.*, 2001 ; Oms *et al.*, 2002). Lors de récentes études, menées sur le bassin versant du Marais (centre de Paris), des relevés topographiques de ces dépôts ont été réalisés. Ces relevés ont montré que, au sein d'un collecteur de taille moyenne (collecteur St Gilles, section d'écoulement de 0,6 m de hauteur et 0,6 m de largeur, pente de 0,05 %), l'épaisseur du dépôt grossier était comprise entre 5 et 40 cm alors que celle de la couche organique variait de 2 à 15 cm (Oms *et al.*, 2002). Dans les collecteurs de grandes tailles où le flux d'eaux usées est rapide, la couche organique ne se forme pas et seul le dépôt grossier est présent. Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes focalisés sur le dépôt grossier.

Sites d'échantillonnage. L'étude de la pollution associée au dépôt grossier a été réalisée en utilisant le réseau de bassin de dessablement (BD) de la ville de Paris. Ce réseau est constitué de 99 BD répartis sur l'ensemble du réseau d'assainissement. Leur rôle est d'éviter une accumulation trop importante de dépôt au fond des cunettes qui serait susceptible de perturber l'écoulement des eaux usées transitant au sein des collecteurs. Des volumes importants de matériaux, de l'ordre de plusieurs dizaines de mètres cubes, s'accumulent donc dans ces bassins qui sont régulièrement curés. Durant deux années de collaboration avec le Service d'Assainissement de la Ville de Paris (2000-01), des échantillons de sédiment ont été extraits de 40 BD lors de leurs curages respectifs. L'utilisation des sédiments issus de BD pour l'étude de la pollution en hydrocarbures du dépôt grossier suppose que les BD contiennent essentiellement ce type de dépôt. Ainsi, une comparaison entre la nature physico-chimique (teneur en MO, répartition granulométrique) du dépôt grossier et des sédiments de BD a été réalisée. Cette comparaison a mis en évidence la similarité des caractéristiques de ces 2

matériaux. En effet, les teneurs médianes en MO mesurées sur les sédiments de BD (ce travail, n=240) et sur le dépôt grossier (Ahyerre *et al.*, 2000, n=15) sont respectivement de 7.2 et 9.6 %. De plus, les distributions granulométriques de ces 2 types de sédiments sont toutes les 2 caractérisées par la prédominance de particules de diamètres importants. Pour le dépôt grossier, les particules de diamètres supérieurs à 400 μm représentent 77 % de la masse totale (Ahyerre, 1999, n=50) et, pour les sédiments de BD, les particules de diamètres supérieurs à 500 μm représentent 76 % de la masse totale (ce travail, n=240). En nous appuyant sur ces résultats, nous avons donc supposé que les sédiments extraits des BD étaient typiques du dépôt grossier présent au fond des collecteurs. La répartition géographique des 40 BD choisis est illustrée par la figure 1.

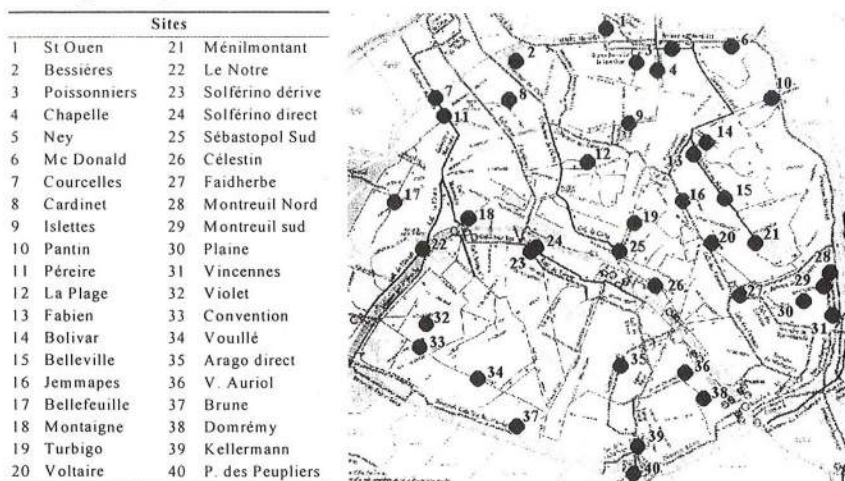


Figure 1 : répartition géographique des 40 bassins de dessalement

Les 40 sites d'échantillonnage, qui couvrent l'ensemble de la ville de Paris, nous apportent une vision globale de la pollution en hydrocarbures du réseau d'assainissement.

Procédures d'échantillonnage. Les BD, dont les volumes varient de 21 à 325 m^3 (le volume moyen étant de 80 m^3), sont curés dès que leur capacité maximum de remplissage est atteinte. Les durées des périodes de remplissage sont généralement comprises entre 6 mois et 1 an. Durant 2 ans, des échantillons de sédiment ont été extraits des BD juste avant leur curage. Dans chacun des 40 bassins, 6 échantillons ont été systématiquement prélevés. Pour tenir compte d'une éventuelle hétérogénéité spatiale au sein des bassins, 3 échantillons ont été prélevés en surface (5 à 10 cm de profondeur) et 3 autres ont été prélevés plus en profondeur (environ 1 m de profondeur). Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une pelle à sédiment d'une capacité de 250 ml et les échantillons ont été stockés dans des flacons en verre.

2.2 Techniques analytiques et traitement de données

Techniques analytiques. Sur l'ensemble des échantillons, nous avons mesuré les paramètres physico-chimiques (teneur en MO, distribution granulométrique) et analysé les hydrocarbures. Les teneurs en MO ont été mesurées selon la norme AFNOR NFU-44-160 (calcination à 480 °C) et le fractionnement granulométrique a été réalisé selon la norme AFNOR NFX-31-107. Concernant la famille des hydrocarbures, nous avons mesuré les HT et les 16 HAP de la liste prioritaire de l'US-EPA (United States - Environmental Protection Agency). Les HT ont

été mesurés par spectrophotométrie infra-rouge (mesure de l'indice CH_2) selon la norme AFNOR NFX 31410 et les HAP ont été mesurés par un couplage HPLC (High Performance Liquid Chromatography) -fluorimétrie selon la norme AFNOR T90-115.

Traitement des données. Les principales données ont été associées à un fond de carte du réseau d'assainissement unitaire de Paris en utilisant le système d'information géographique Mapinfo®.

3. Résultats et discussion

3.1 Etude quantitative de la pollution en hydrocarbures

Dans cette partie, les teneurs en HT et HAP totaux sont présentées (figure 2). Les objectifs sont d'évaluer les teneurs moyennes de ces polluants dans le dépôt grossier et de déterminer si ces teneurs sont du même ordre de grandeur sur l'ensemble du réseau d'assainissement parisien.

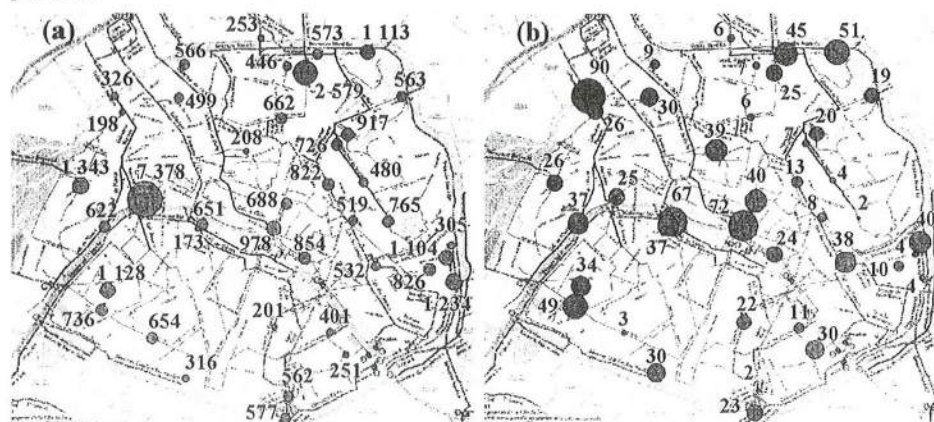


Figure 2 : teneurs moyennes en (a) hydrocarbures totaux (mg/kg) et (b) HAP totaux (mg/kg) mesurées dans les sédiments des 40 BD

Hydrocarbures totaux. Les teneurs moyennes en HT mesurées dans les sédiments extraits de chacun des 40 BD sont présentées par la figure 2a. Si l'on exclut les fortes teneurs mesurées dans les sédiments extraits des BD n°4 et 18 (2600 et 7400 mg/kg), on note que l'ensemble des teneurs en HT est compris entre 200 et 1300 mg/kg et que la teneur moyenne est de **625 mg/kg**. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus lors des études menées sur le bassin versant du Marais au centre de Paris. En effet, Gonzalez (2001) a observé des teneurs en HT dans les dépôts grossiers de l'ordre de 500 mg/kg. Par ailleurs, l'écart type calculé pour les teneurs des 40 BD n'est que de 300 mg/kg, correspondant à un CV de 48 %. Cette variation inter-BD est quasi identique à la variation intra-BD. En effet, les CV calculés pour les 6 échantillons issus d'un même BD sont, en moyenne, de 47 %. On peut donc conclure qu'il n'y a pas de fluctuation significative des teneurs en HT à l'échelle du réseau d'assainissement parisien.

HAP totaux. Les teneurs moyennes en HAP totaux mesurées dans les sédiments issus des 40 BD sont présentées par la figure 2b. On note que l'ensemble des teneurs est compris entre 2 et

90 mg/kg et que la teneur moyenne est de **26 mg/kg**. Cette teneur moyenne est du même ordre de grandeur que celles qui ont été mesurées dans le dépôt grossier lors de travaux menés dans le quartier du Marais. Ces travaux ont, en effet, montré que les teneurs totales en HAP associés au dépôt grossier étaient de 22 et 30 mg/kg respectivement pour les classes granulométriques supérieures et inférieures à 400 μm (Rocher *et al.*, 2002). Par ailleurs, l'écart type calculé pour l'ensemble des teneurs des 40 sites est de 21 mg/kg, correspondant à un CV de 80 %. Mais, tout comme pour les HT, la variation inter-BD est identique à la variation intra-BD. Les CV calculés pour les 6 échantillons issus d'un même BD sont, en moyenne, de 80 %. On peut donc conclure qu'il n'y a pas de fluctuation spatiale significative des teneurs en HAP et qu'il existe une pollution en HAP relativement homogène sur l'ensemble du réseau d'assainissement parisien.

3.2 Etude qualitative de la pollution en HAP

Cette seconde partie est consacrée à l'étude qualitative de la pollution en HAP fixée sur le dépôt grossier. Le premier objectif est de déterminer s'il existe une pollution de fond homogène sur l'ensemble du réseau d'assainissement, c'est-à-dire si les signatures HAP sont similaires pour les sédiments extraits des 40 sites. Le second objectif est de déterminer l'origine des HAP présents au sein du réseau en se basant sur l'étude des distributions.

3.2.1 Fluctuation spatiale des distributions en HAP

Nous étudions la fluctuation spatiale des distributions en HAP en réalisant, sur les 40 BD, une caractérisation de la répartition massique des HAP et une identification des HAP majoritaires.

Répartition massique. La figure 3 représente les valeurs moyennes du rapport entre les HAP légers (2 à 3 cycles) et les HAP à hauts poids moléculaires (4 à 6 cycles) pour les 40 BD.

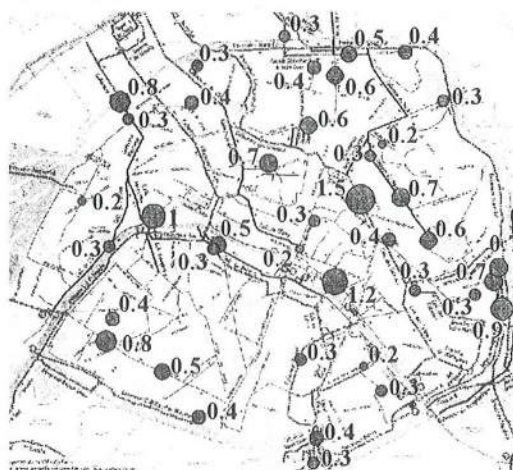


Figure 3 : valeurs du rapport HAP légers (2-3 cycles) / HAP lourds (4-6 cycles) pour les sédiments issus des 40 BD

Sur la quasi-totalité du réseau d'assainissement, on observe une prédominance des HAP de hauts poids moléculaires. Le rapport est, en effet, inférieur à l'unité pour 95 % des sites. Cette prédominance est marquée puisque la valeur moyenne de ce rapport, calculée pour l'ensemble du réseau, est seulement de 0.5 (écart type < 0.3). De plus, le CV inférieur à 60 % témoigne de

la relative stabilité de ce rapport sur l'ensemble du réseau. On peut donc conclure que, en tout point du réseau d'assainissement, la répartition massique est similaire, caractérisée par une abondance de HAP à hauts poids moléculaires.

Principaux HAP. En tout point du réseau, on identifie les mêmes HAP majoritaires. Le groupe de HAP majoritaires est composé du phénanthrène (P), du benzo(*k+b*)fluoranthène (B(*k+b*)F), du fluoranthène (Fluo), du pyrène (Pyr), du benzo(*a*)pyrène (B(*a*)P), du benzo(*a*)anthracène (B(*a*)A) et du chrysène (Chry). La figure 4a présente l'abondance relative de ce groupe de HAP pour les 40 BD.

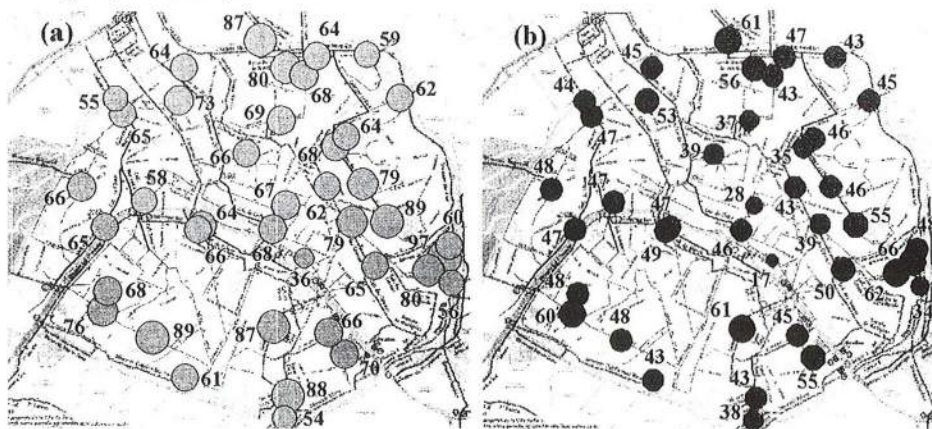


Figure 4 : abondance relative (a) du groupe composé des 7 HAP majoritaires (P, B(*k+b*)F, Fluo, pyr, B(*a*)P, B(*a*)A et Chry) et (b) du sous-groupe composé des 4 HAP prédominants (P, B(*k,b*)F, Fluo, Pyr) sur les 40 BD

Si l'on excepte le bassin n°26 pour lequel ce groupe ne représente que 36 % des HAP totaux, on constate que, sur l'ensemble du réseau, l'abondance relative de ces 7 HAP varie de 54 à 97 %. La valeur moyenne est de 70 % (± 10 %). Au sein de ce groupe, les 4 HAP prédominants sont le P, le B(*k+b*)F, le Fluo et le Pyr. La figure 4b présente l'abondance relative de ce sous-groupe pour les 40 BD. Si l'on excepte le bassin n°26 pour lequel ce sous-groupe ne représente que 17 % des HAP totaux, on note que, sur l'ensemble du réseau, l'abondance relative de ces 4 HAP varie de 28 à 66 %. La valeur moyenne est de 46 % (± 10 %). Au regard de ces 2 figures, on peut donc conclure qu'il existe, sur l'ensemble du réseau, une pollution HAP homogène caractérisée par la prédominance de quelques HAP.

3.2.2 Origine de la pollution HAP

L'objectif de ce paragraphe est de déterminer l'origine des HAP associés au dépôt grossier présent dans le réseau d'assainissement. Les composés aromatiques, et particulièrement les HAP, diffèrent en fonction de leur mode d'émission. On distingue 2 grands types de sources : les sources dites pétrolières (carburants, huiles lubrifiantes, etc.) et les sources dites pyrolytiques (processus de combustion). Les signatures HAP de ces 2 types de sources sont sensiblement différentes. L'étude des distributions nous permet donc d'estimer l'origine des polluants, c'est-à-dire la contribution de ces 2 types de sources.

Impact des sources pyrolytiques. La répartition globale des HAP constitue un outil efficace pour la discrimination des sources d'hydrocarbures. Elle est fondée sur le principe de base selon lequel la distribution des HAP, pour des échantillons d'origine pyrolytique, est dominée

par les HAP de hauts poids moléculaires (4-6 cycles), tandis que celle des échantillons pétroliers est dominée par les HAP légers (2-3 cycles) (Wang *et al.*, 1999 ; Zeng et Vista, 1997). Ainsi, la prédominance marquée des HAP lourds observée sur l'ensemble du réseau d'assainissement (paragraphe 3.2.1) témoigne de la forte contribution des sources pyrolytiques à la pollution en hydrocarbures du réseau.

Une analyse plus fine des signatures HAP est susceptible de compléter ces premières informations apportées par l'étude globale de la distribution. La figure 5 représente la signature HAP moyenne observée sur l'ensemble du réseau. Sur le graphique ne figurent que les 7 HAP majoritaires qui représentent, en moyenne, 70 % (± 10 %) des HAP totaux (paragraphe 3.2.1).

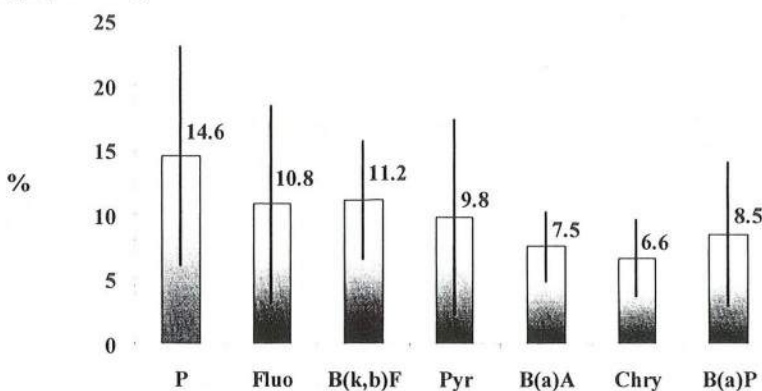


Figure 5 : abondance relative moyenne (%) des 7 HAP majoritaires sur les 40 BD

On note la présence, au sein de ce groupe, de 4 composés caractéristiques des émissions pyrolytiques. En effet, le **Fluo**, le **Pyr**, le **B(a)A** et le **Chry**, qui représentent respectivement 10,8 %, 9,8 %, 7,5 % et 6,6 % des HAP totaux, sont des composés caractéristiques des contaminations par les sources pyrolytiques (Colombo *et al.*, 1989 ; Dorr *et al.*, 1996 ; Zeng et Vista, 1997 ; Fromme *et al.*, 1998 ; Wang *et al.*, 1999 ; Yang *et al.*, 1998). La prédominance de ces composés souligne l'importance de l'impact des sources pyrolytiques sur la pollution en hydrocarbures du réseau.

La figure 6 représente la combinaison des ratios phénanthrène / anthracène et fluoranthène / pyrène pour tous les échantillons extraits des BD. Ces 2 rapports constituent des outils de différenciation des sources pétrolières et pyrolytiques. Dans le cas du rapport P/A, deux classes ont été définies : la première correspondant aux origines pétrolières est caractérisée par un $P/A > 10$ et la seconde correspondant aux origines pyrolytiques est caractérisée par un $P/A < 10$ (Budzinski *et al.*, 1997). L'établissement de ces 2 classes est lié au fait que la valeur du rapport P/A dépend de la température de formation des composés. Pour des températures élevées, typiques des processus de combustion, le rapport est faible (de 4 à 10) alors que pour des températures plus faibles (origine pétrolière) ce rapport est important. De la même manière, le rapport Fluo/Pyr est utilisé pour distinguer les origines pyrolytiques et pétrolières. Une valeur inférieure à l'unité est le témoin d'une origine pétrolière tandis qu'une valeur supérieure à 1 est la conséquence d'une contamination pyrolytique (Budzinski *et al.*, 1997 ; Wang *et al.*, 1999).

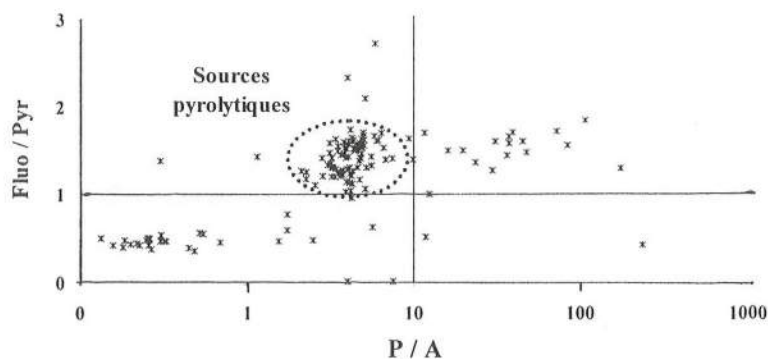


Figure 6 : combinaison des ratios phénanthrène/anthracène et fluoranthène/pyrène appliquée aux échantillons extraits des BD

La figure 6 met très nettement en évidence l'existence d'un nuage de points particulièrement dense dans la zone caractéristique des sources pyrolytiques ($P/A < 10$ et $Fluo/Pyr > 1$). Ce résultat corrobore donc ceux obtenus par le biais de l'étude de la répartition massique et des HAP majoritaires et confirme la contribution marquée des sources pyrolytiques à la pollution en hydrocarbures du réseau.

Impact des sources pétrolières. L'étude de la distribution en HAP a montré que la contribution des sources pyrolytiques était prédominante. Cependant, l'abondance de composés non spécifiques aux sources pyrolytiques tend à montrer que les sources pétrolières contribuent, elle aussi, à la pollution du réseau. Ainsi, le P est le HAP le plus abondant dans le réseau parisien puisqu'il représente, en moyenne, près de 15 % des HAP totaux. Or, nous supposons qu'une telle abondance ne peut être induite que par la combinaison d'apports pyrolytiques et pétroliers. Donc, les apports pétroliers, bien que minoritaires, semblent contribuer eux aussi à la pollution en hydrocarbures du réseau d'assainissement de la ville de Paris.

4. Conclusions

Cette étude, menée en collaboration avec le Service d'Assainissement de la Ville de Paris, a permis la caractérisation fine de la pollution en hydrocarbures associée au dépôt grossier. Nous avons mis en évidence l'existence d'une pollution en hydrocarbures quantitativement et qualitativement homogène à l'échelle du réseau d'assainissement parisien. Les teneurs en HT et HAP sont, en effet, du même ordre de grandeur sur l'ensemble du réseau et les valeurs moyennes sont respectivement de 625 et 26 mg/kg. De plus, il existe, sur l'ensemble du réseau, une signature HAP relativement homogène caractérisée par la prédominance de quelques HAP. En se basant sur l'étude de ces distributions HAP, nous avons mis en exergue la contribution marquée des sources pyrolytiques à la pollution en hydrocarbures du réseau.

Bibliographie

- Ahyerre M. (1999). *Bilan et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire*. Thèse de doctorat, Université Paris VI, France, 209 p.
- Ahyerre M., Chebbo G., Saad M. (2000). Sources and erosion of organic solids in a combined sewer line. *Urban Water*, Vol. 2 N°4, pp 305-325.
- Budzinski H., Jones I., Bellocq C., Piérard P., Garrigues P. (1997). Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Marine Chemistry*, Vol. 58, pp 85-97.
- Chebbo G., Grommaire M. C., Ahyerre M., Garnaud S. (2001). Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the "Le Marais" experimental urban catchment in Paris. *Urban Water*, Vol. 3, pp 3-15.
- Colombo J. C., Pelletier E., Brochu C., Khalil M. (1989). Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata estuary, Argentina. *Environmental Science and technology*, Vol. 23, pp 888-894.
- Dorr G., Hippelein M., Kaupp H., Hutzinger O. (1996). Baseline contamination assessment for a new resource facility in Germany. Levels and profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons (Pah) in ambient air. *Chemosphere*, Vol. 33 N° 8, pp 1569-1578.
- Fromme H., Oddoy A., Piloty M., Krause M., Lahrz T. (1998). Polycyclic aromatic hydrocarbons (Pah) and diesel engine emission (elemental carbon) inside a car and a subway train. *Science of the Total Environment*, Vol. 217 N° 1-2, pp 165-173.
- Gonzalez A. (2001). *Transport et distribution des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques dans le bassin versant urbain expérimental du Marais à Paris*. Thèse de doctorat, Université Paris XII, France, 313 p.
- Keith L. H. (1996). Compilation of EPA's sampling and analysis methods. 2nd édition, 1696 p.
- Oms C. Grommaire M.C., Chebbo G. (2002). In situ observation of the water - sediment interface in combined sewers, using endoscopy. *Water Science and technology*, in press.
- Rocher V., Azimi S., Moilleron R., Chebbo G. (2002). Biofilm in combined sewer: wet weather pollution source or/and dry weather pollution indicator? *Water Science and technology*, in press.
- Wang Z., Fingas M., Page D. S. (1999). Oil spill identification. *Journal of Chromatography A*, Vol. 843, pp 369-411.
- Yang H. H., Lee W. J., Chen S. J., Lai S. O. (1998). Pah emission from various industrial stacks. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 60 N° 2, pp 159-174.
- Zeng E. Y., Vista C. L. (1997). Organic pollutants in the coastal environment of San Diego, California .1. Source identification and assessment by compositional indices of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Toxicology & Chemistry*, Vol. 16 N° 2, pp 179-188.

**VALORISATION DES BOUES URBAINES :
UN THÈME D'ACTUALITÉ**

ASSAINISSEMENT EN RÉGION PARISIENNE : ÉVOLUTION HISTORIQUE ET DURABILITÉ

Sabine BARLES, LTMU (FRE CNRS 2408 CITÉ),
Institut Français d'Urbanisme (Université de Paris 8),
4 rue Alfred Nobel, Cité Descartes, 77420 Champs-sur-Marne.
Tél : 01 64 68 91 62 - Fax : 01 64 68 96 87 - Adele : sabine.barles@univ-paris8.fr

Résumé

L'assainissement de la région parisienne tel qu'il est organisé et mis en œuvre aujourd'hui résulte d'un certain nombre de choix politiques, institutionnels et techniques opérés au cours des deux derniers siècles sur lesquels nous nous proposons de revenir, en montrant l'évolution des enjeux qui y ont présidé. Trois périodes peuvent ainsi être identifiées. La première, qui couvre les deux premiers tiers du XIX^e siècle, est caractérisée par la quasi-inexistence du réseau d'assainissement ; par le rôle prépondérant des opérateurs privés dans la gestion des excreta urbains et humains ; et par la recherche d'une meilleure rentabilisation de ceux-ci, qui apparaissent non seulement comme essentiels à l'agriculture mais aussi comme partie intégrante de la dynamique industrielle. La deuxième court jusqu'à l'entre-deux-guerres ; elle est marquée par l'émergence de nouveaux problèmes (liquéfaction des vidanges, pollution de la Seine, difficultés de navigation) ; si la valeur fertilisante des excreta n'est pas contestée, l'administration parisienne promeut une nouvelle technique d'évacuation et de traitement, l'épandage agricole qui semble satisfaire à tous les impératifs de l'assainissement urbain (hygiène, valorisation agricole, protection du fleuve), solution très contestée mais finalement adoptée ; l'assainissement urbain devient alors une affaire publique. La troisième se traduit par une nouvelle évolution de la problématique : si les projets ont jusqu'alors été essentiellement parisiens, ils ne peuvent plus ignorer la croissance de la banlieue et nécessitent un changement d'échelle ; en outre, l'augmentation des volumes d'eaux résiduaires montre l'inadaptation de l'épandage agricole (par ailleurs et finalement coûteux) d'autant plus que le marché des engrais est en pleine révolution ; le principe de stations d'épuration est ainsi, et à regret, adopté et conduit à la production d'un nouveau résidu, la boue d'épuration. Malgré un effort d'équipement non négligeable, les capacités d'épuration demeurent jusqu'à la fin des années 1970 insuffisantes. De ces processus bi-séculaires résultent non seulement des institutions, mais aussi des infrastructures pérennes, durablement inscrites dans le paysage francilien.

1. Une matière première prise : la vidange

La ville du premier XIX^e siècle ne connaît ni déchets ni eaux usées. D'une part, et d'une manière générale, l'essentiel de ce qui constitue aujourd'hui nos déchets urbains est employé soit par l'artisanat puis l'industrie naissante (matières organiques en particulier), soit par l'agriculture. D'autre part, la consommation d'eau est encore faible (14 l/hab/j en 1807, 53 l/hab/j en 1836), et pas encore domestique : le premier réseau parisien d'adduction à partir

du canal de l'Ourcq, mis en service à partir de 1824, ne vise pas à alimenter les logements, mais à nettoyer et embellir l'espace public ; l'eau entre ainsi parcimonieusement dans les maisons, pour des usages limités (boisson, préparation alimentaire). Les égouts, fort rares (quelques kilomètres à Paris au début du XIX^e siècle), ne sont pas destinés à collecter les excréta domestiques : malgré une extension du réseau à partir des années 1830, le raccordement des eaux ménagères est interdit pour des raisons hygiéniques jusqu'en 1852 et elles sont généralement versées au ruisseau ou au caniveau, les égouts permettant essentiellement la collecte des eaux pluviales et des eaux de nettoyage des rues, places et boulevards. Les urines et excréments humains échappent eux aussi à l'égout : les latrines sont sèches (i. e. dépourvues de chasses d'eau), les matières sont collectées dans des fosses d'aisances, théoriquement obligatoires depuis 1531 et implantées sous les immeubles ou dans les cours. Les fosses sont périodiquement vidangées et les matières extraites (les vidanges) apportées à la voirie de Montfaucon, vaste terrain sur lequel elles sont transformées en poudrette, engrais sec et pulvérulent commercialisé auprès des agriculteurs.

Les vidanges présentent ainsi trois caractéristiques essentielles : ce sont des matières solides que l'on pourrait considérer comme l'ancêtre de nos boues d'épuration, ce sont des matières qui ont une valeur, enfin leur gestion est entièrement privée : elles s'inscrivent dans un réseau économique et leur exploitation est rentable. Les excréta humains rapportent ainsi aux entreprises de vidanges (chargées de l'extraction et du transport), aux entreprises de transformation (qui fabriquent et commercialisent la poudrette), et à la ville de Paris qui loue les voiries.

Le système n'est pourtant pas exempt de critiques depuis le XVIII^e siècle. La vidange des fosses est en effet une opération dangereuse pour l'ouvrier, compte tenu des exhalaisons putrides qui provoquent des ophtalmies fréquentes pouvant conduire à la cécité permanente, plus rarement des asphyxies entraînant la mort du vidangeur. Les fosses contribuent à l'infection du sous-sol parisien et de l'eau des puits (30 000 dans les années 1830). La voirie de Montfaucon (au pied de la butte Chaumont) suscite de nombreuses plaintes en raison de l'insalubrité de son voisinage, aggravée par la présence du chantier d'équarrissage voisin. À ces problèmes s'en ajoutent bientôt d'autres : la population parisienne augmente, donc les volumes à évacuer, ce qui amplifie les critiques ci-dessus évoquées ; le trafic nocturne engendré par les tombereaux de vidanges est de plus en plus préoccupant dans une ville très encombrée ; la très relative augmentation de la consommation d'eau dans les logements dès les années 1820 provoque la dilution des matières et rend leur transformation - donc leur rentabilisation - plus difficile (Barles, 1999).

Cependant, malgré quelques tentatives d'améliorations à la marge (utilisation du ventilateur lors de la vidange, ordonnances relatives à la construction des fosses en 1809 et 1819, ouverture d'une seconde voirie à Bondy en 1818), le système n'est pas remis en cause. En effet, l'idée qui fait alors consensus et qui traversera le siècle est que la valeur des matières doit être préservée et que celles-ci sont indispensables à l'agriculture. C'est que la demande alimentaire est alors en pleine croissance, la population - en particulier urbaine - augmentant, si bien que dans les années 1820, bien avant que la science ne comprenne la nutrition végétale, s'organise en France une véritable chasse à l'engrais (Jas, 2001). Les fumiers sont alors insuffisants, et l'offre d'engrais très limitée.

Dans ce contexte, on comprend mieux l'enjeu que représentent ces matières dont les villes doivent compte à la terre (Dumas, 1865-1866) et l'enthousiasme des investisseurs et des industriels pour le marché parisien des vidanges, la capitale apparaissant comme une véritable mine d'engrais et, bientôt, d'azote. Les brevets abondent alors qui visent à les exploiter en augmentant les rendements de production et en diminuant les temps de fabrication (quatre à six ans pour la poudrette). Confrontés à la dilution des vidanges et à la baisse du rendement en poudrette - qui serait ainsi passé de 20 % au début du siècle à 10 % dans les années 1840 -, les industriels ne désarment pas et placent de grands espoirs dans l'exploitation des liquides et en particulier, dès les années 1820, dans la production de sulfate d'ammoniaque. La distillation des liquides est expérimentée dans le laboratoire de Jean-Baptiste Dumas en 1836, et démontre que les urines de Montfaucon recelaient assez d'ammoniaque pour alimenter une fabrique qui extrairait ce produit (Paulet, 1853) : Jacquemart s'installe à Montfaucon dans les années 1830. Le sulfate d'ammoniaque n'a pas, initialement, d'utilisation agricole, mais est employé par l'industrie chimique (il permet entre autres la fabrication de l'alun de toutes pièces). Cependant, sa valeur fertilisante est bientôt reconnue, offrant un nouveau débouché à ce produit *plus industriellement obtenu [que la poudrette], qui, en Angleterre, est employé sur une très grande échelle, mais ne l'est encore, en France, que dans des conditions restreintes, et qui le sera certainement de plus en plus, par les raisons qui l'ont fait accueillir en Angleterre*. Dans les années 1860, la Compagnie Richer - qui associe extraction des vidanges et exploitation de la voirie de Bondy demeurée seule après la fermeture de Montfaucon en 1848 - produit chaque année 20 000 à 25 000 m³ de poudrette à 50 F/m³ et 1 000 à 2 000 t de sulfate d'ammoniaque à 320 F/t, qu'elle exporte en partie en Angleterre (Dumas, 1865-1866).

1815			1852			1864		
Produit	Collecté	Transformé	Produit	Collecté	Transformé	Produit	Collecté	Transformé
2 518	900	117	3 972	1 688	509	6 517	3 050	1 068
Taux collecte	Taux transfo	Rendement total	Taux collecte	Taux transfo	Rendement total	Taux collecte	Taux transfo	Rendement total
36	13	5	43	30	13	47	35	16

Tableau 1 : le faible rendement des techniques de collecte et de transformation basées sur la vidange : azote produit (excreta humains), collecté (vidanges), transformé (engrais), Paris, 1815, 1852, 1864 (tN) ; pour la méthode de calcul, voir (Barles, 2002a).

Alors qu'industriels et investisseurs luttent d'influence pour prendre les vidanges parisiennes, l'administration révisé progressivement ses positions quant au rejet à l'égout. Le premier réseau d'eau n'avait pas vocation à desservir les logements. Destiné à l'espace public, il reposait de fait sur des financements tout aussi publics et pesait donc lourdement sur le budget de la capitale. Peu à peu se fait jour l'idée selon laquelle le développement de la distribution à domicile et la commercialisation de l'eau pourraient contribuer au financement de l'infrastructure. De ce fait, la question de la vidange apparaît sous un jour nouveau. Autoriser le rejet des liquides à l'égout sous réserve du raccordement aux eaux apparaît comme un moyen de

favoriser les abonnements - et la salubrité des logements - ; taxer d'une manière ou d'une autre le rejet permettrait à la ville de maintenir le revenu dont elle serait privée par la diminution des apports à la voirie municipale de Bondy ; elle y gagnerait encore car si les vidangeurs doivent acheminer les matières au dépotoir de La Villette depuis 1848, c'est elle qui finance le transport du dépotoir à Bondy (par bateaux pour les solides et conduite de refoulement pour les liquides). Ces questions sont débattues depuis les années 1830. Un premier projet est élaboré en 1835 par une commission réunie à l'initiative des préfectures de police et de la Seine (Labarraque *et al.*, 1835), mais rencontre l'opposition des compagnies de vidanges qui y perdent l'essentiel de leur revenu. La solution du *coulage à l'égout*, envisagée puis autorisée en 1850 par la préfecture de police, est plus habile. Après désinfection préalable des matières, les vidangeurs ont la possibilité d'écouler au ruisseau les liquides désinfectés et de transporter les solides dans des *locaux autorisés*, i. e. des voiries particulières, soumises à la loi *commodo et incommodo*. Pour ce faire, ils doivent s'acquitter d'une taxe de 1,25 F/m³ du contenu de la fosse (Belgrand, 1887). Pour les petites entreprises de vidange concurrentes de la Compagnie Richer, le coulage à l'égout est une aubaine : certes, elles doivent payer pour le pratiquer, mais elles maintiennent le revenu de la vidange et en contrepartie elles peuvent exploiter elles-mêmes le meilleur des matières, et donc en tirer profit. On compte ainsi en 1865 une vingtaine de voiries particulières dans le département de la Seine, la plupart exploitées par des entreprises de vidanges.

À côté de ces entreprises qui extraient, transportent et transforment et donc font en petit ce que la Compagnie Richer fait en grand, se développent d'autres activités tournées vers le transport des matières brutes et la méthode flamande plébiscitée par Dumas notamment. Les compagnies de chemin de fer s'y intéressent de près dès la fin des années 1850, car *ces sortes de transports donnent de la charge aux trains, qui en manquent toujours à la sortie des villes*. La Compagnie du chemin de fer d'Orléans tente ainsi d'expédier les vidanges parisiennes en Sologne et en Beauce, mais renonce rapidement compte tenu en particulier de l'insalubrité des matières, dont le transport est incompatible avec celui d'autres marchandises, et de leur fermentation - *les fermetures des vases et les vases eux-mêmes éclataient, et nos établissements et nos engins étaient mis dans un état déplorable*. Gargan, entrepreneur de matériel de chemin de fer, se lance quelque temps après dans l'aventure et espère fournir la Brie et la Champagne. En 1863, la préfecture de la Seine lui accorde la concession de 125 000 m³ d'eaux-vannes (piquées sur la conduite d'amenée à Bondy) au prix de 1,05 F/m³. Chargées dans les wagons spéciaux brevetés par Gargan et tractés par les locomotives de la Compagnie de l'Est, elles sont déposées dans quelques citernes implantées en milieu rural, puis vendues aux agriculteurs - 4,57 F/m³ à Émerainville, 5,35 F/m³ à Verneuil, 10 F/m³ en Champagne. La demande est forte d'après Gargan, qui affirme *avoir des lettres, portant des centaines de signatures, dans lesquelles des cultivateurs, appuyés par des maires, demandent l'établissement de citernes dans leurs communes et proclament les bienfaits qui en résulteraient pour eux*. Mais se pose la question du statut des citernes - doivent-elles être considérées comme des établissements classés ? - et le coût du transport demeure prohibitif (Dumas, 1865-1866 ; Barles, 2002b).

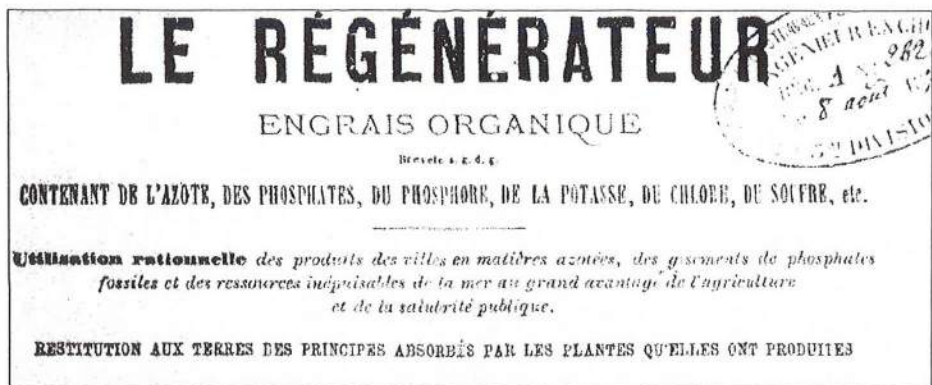


Figure 1 : le régénérateur, engrais organique (Archives de Paris, VO3 163).

2. Une solution controversée : l'épandage

Dès les années 1860, la préfecture de la Seine envisage d'aller plus loin que le coulage à l'égout. Belgrand se prononce en 1864 non seulement pour l'écoulement continu des eaux-vannes moyennant pour le propriétaire de la maison l'abonnement aux eaux de la ville et une taxe sur les chutes mais aussi pour la fermeture de la voirie municipale, les matières solides issues des tinettes filtrantes étant confiées au secteur privé (Belgrand, 1887). Le premier volet de la proposition est adopté, et l'arrêté du préfet de la Seine du 2 juillet 1867 autorise l'écoulement continu sans plus rencontrer l'opposition des vidangeurs, Compagnie Richer exceptée, puisqu'ils pourront toujours disposer des *matières fortes* sans pour autant s'acquitter de la taxe instaurée par les arrêtés de 1850 et 1851, taxe reportée sur les propriétaires qui payent trente francs par an pour pouvoir déverser leurs eaux-vannes à l'égout.

Cependant, si au lendemain de la guerre la préfecture de la Seine est assaillie de courriers, mémoires et brochures d'entrepreneurs qui se proposent de prendre en charge les vidanges parisiennes et qui toutes reposent sur le même argumentaire : la solution proposée est conforme à l'intérêt général - salubrité urbaine et soutien à l'agriculture - et hautement rentable, les ingénieurs parisiens commencent à envisager la suppression de la vidange. Plusieurs éléments les y incitent.

D'une part, malgré la multiplication des voiries particulières, malgré celle des brevets, malgré les rendements annoncés par les industriels, malgré le coulage en continu (dont la portée est limitée compte tenu de la résistance des propriétaires), la qualité des engrais produits est fortement contestée, en particulier celle de la poudrette, *méthode détestable*, barbare (Paulet, 1853) qui conduit à de fortes pertes d'azote par voie atmosphérique et les rendements de production demeurent faibles, même pour le sulfate d'ammoniaque (1 % en 1866). Paris se trouve en outre ceinturée d'usines d'engrais (on comptera jusqu'à 45 voiries particulières (Jacquemot, 1979)), toutes plus insalubres les unes que les autres, qui affectent non seulement la banlieue mais aussi la capitale elle-même.

D'autre part, le réseau d'égouts tel que mis en œuvre par Belgrand a aussi ses effets pervers. La canalisation souterraine, entreprise en grand dès les années 1850, et l'unification du réseau

doté depuis 1858 d'un exutoire unique à l'aval de Paris (Clichy), si elles permettent une amélioration de la salubrité de la Seine *intra muros*, n'ont fait que reporter le rejet un peu plus loin, rejet dont les conséquences s'aggravent du fait de l'augmentation des volumes transportés et des surfaces drainées. Les eaux d'égout transportent en effet de grandes quantités de sable et de matières inertes provenant de l'usure des chaussées pavées et, surtout, macadamisées qui provoquent des atterrissements dans le fleuve et entravent la navigation. L'État enjoint la ville de Paris de remédier à cette situation et le dragage lui coûte cher (Belgrand, 1887). Par ailleurs, la qualité de l'eau se détériore rapidement - les égouts transportent peu d'eaux-vannes, mais des eaux ménagères, des eaux de lessivage des rues imprégnées de crottins, bouses et autres excréments - et son insalubrité fait craindre pour les populations riveraines : *le déversement du collecteur dans la Seine est venu apporter un grand trouble chez les riverains habitants de la commune de Clichy ; il y a eu, dans le commencement, des accès de fièvre causés certainement par ces eaux*, signale un médecin local en 1876 (Préfecture de la Seine, 1876-1878).

Pour les ingénieurs parisiens, l'assainissement doit ainsi satisfaire plusieurs objectifs : favoriser la diffusion de l'abonnement aux eaux, contribuer à la salubrité de la capitale, préserver la Seine de l'infection et ne pas entraver la navigation, permettre la valorisation agricole des excreta urbains - ce en quoi ils ne s'éloignent pas des industriels : *une tonne d'eau d'égout vaut 0,10F, ou si l'on veut, coûterait 0,10F à fabriquer, rien qu'en achat de matière première*, soulignent Mille et Durand-Claye (1869). Dès les années 1860, s'inspirant des expériences anglaises et allemandes, Adolphe-Auguste Mille s'enthousiasme pour la méthode flamande d'irrigation par les eaux d'égout. Il est bientôt rejoint par Alfred Durand-Claye et les expériences débutent à Clichy puis à Gennevilliers en 1869, concluantes selon eux. La solution à l'assainissement urbain est là : tout-à-l'égout et épandage agricole. Belgrand, dans un premier temps opposé à cette solution, s'y rallie finalement en 1871.

Le projet suscite immédiatement la controverse, et les critiques fusent. Les compagnies de vidanges, *entièrement coiffées par la haute finance* (Jacquemet, 1979), y sont formellement opposées, comme les propriétaires d'immeubles, qui renâclent à s'équiper. Les riverains des champs d'épandage se plaignent de la baisse des valeurs foncières au voisinage des champs d'épandage et arguent de l'insalubrité de la méthode ; les médecins pastoriens les rejoignent et considèrent le tout-à-l'égout à tous égards contraire à l'hygiène : dans les champs mais aussi dans la ville parce que les canalisations recueillant à la fois eaux de rue et eaux-vannes ne sont pas étanches, la bouche d'égout pouvant conduire à la contamination de l'atmosphère - et que dire des égoutiers, travaillant dans une nuée de germes ! Certains agriculteurs et agronomes dénoncent la mauvaise qualité des produits, dont même les vaches ne veulent pas. S'ensuivent de longues querelles d'experts, en particulier sur la question hygiénique. Les médecins locaux constatent la multiplication des cas de dysenterie, et, bien pire, le retour d'un fléau autrefois endémique dans la région, mais dont ils se croyaient débarrassés depuis quelques années, le paludisme, qui sévit aussi aux environs de la voirie de Bondy. Les champs d'épandage constituent ainsi de véritables marais artificiels, d'où ces fièvres intermittentes. L'administration parisienne attaque les opposants à l'épandage sur ce terrain, en montrant, à l'aide de quelques médecins ralliés à sa cause, le peu de certitudes qui existent alors quant à l'origine du paludisme (l'agent pathogène - le plasmodium - ne sera identifié qu'en 1880 par Alphonse Laveran, et le vecteur - l'anophèle - entre 1895 et 1898 par Ross et Grassi) (Barles, 1999).

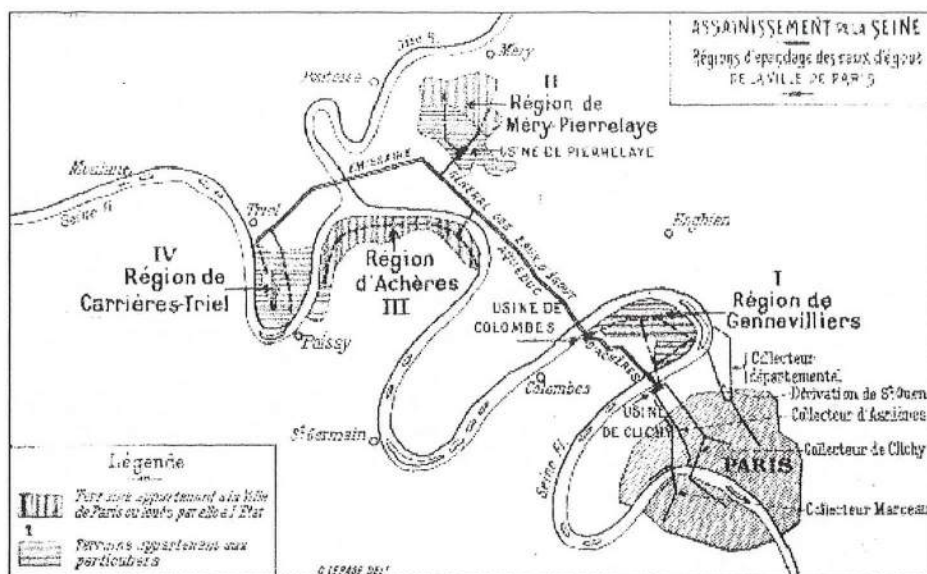


Figure 2 : les quatre régions d'épandage de la ville de Paris au début du XX^e siècle (Vincey, 1910).

La bataille du tout-à-l'égout (Jacquemet, 1979) durera ainsi vingt-cinq ans, et le rejet des eaux-vannes ne sera imposé qu'en 1894. Les raisons de cette victoire des ingénieurs parisiens sont multiples. D'une part, les opposants au tout-à-l'égout n'avaient guère de solutions alternatives à proposer. Le rejet à la mer suscite la crainte - *ce sera Gennevilliers en long au lieu d'être Gennevilliers en large !*, s'exclame Justin Dromel (1875) - et représente un coût considérable ; le réseau séparatif, expérimenté par l'ingénieur Berlier dans quelques quartiers de Paris dans les années 1880 ne rencontre pas le succès escompté auprès des propriétaires ; le maintien de la vidange ne semble plus possible compte tenu de son insalubrité constatée et du désintérêt progressif des investisseurs. En effet, malgré les fantastiques recettes escomptées, les résultats ne semblent pas suivre. Les engrais humains sont concurrencés par d'autres engrais industriels moins controversés au point de vue de l'hygiène et plus rentables, en particulier le sulfate d'ammoniaque produit à partir des eaux résiduaires issues de la distillation du gaz d'éclairage. À la fin du XIX^e siècle, les derniers opposants au tout-à-l'égout demeurent les propriétaires, qui s'y résoudront afin d'adapter leur offre locative à la demande croissante de confort, et parce que la concurrence des immeubles équipés devient trop vive (Jacquemet, 1979 ; Cebon de Lisle, 1991).

Parallèlement, la lenteur des négociations n'a pas empêché l'extension des champs d'épandage à Gennevilliers, qui couvrent plus de 700 hectares en 1888. Dès le vote de la loi sur le tout-à-l'égout, de nouvelles régions d'épuration sont mises en service, d'abord à Achères (1895), puis en 1898 à Carrières-Triel et Méry-Pierrelaye. La surface d'irrigation culmine au début du XX^e siècle à 5 100 ha. Pendant une très brève période, la capacité de traitement avoisine ainsi le débit des égouts parisiens.

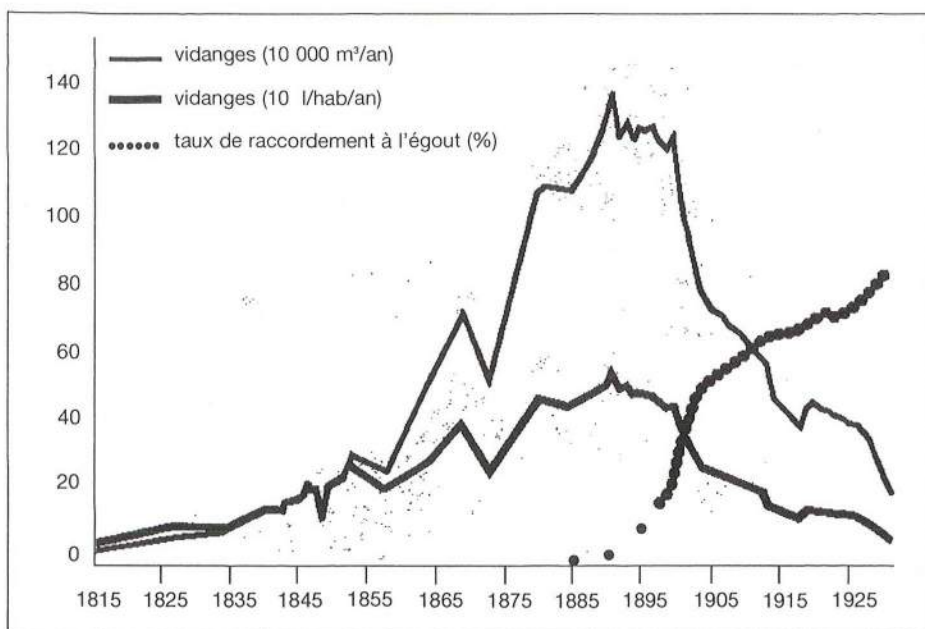


Figure 3 : des vidanges à l'égout, Paris, 1815-1931.

3. Du profit à la perte : les stations d'épuration

Malgré les espoirs qu'il suscite, l'âge d'or de l'épandage sera de courte durée. La consommation d'eau poursuit son essor du fait non seulement de la croissance de la population parisienne, continue jusqu'aux années 1920, mais aussi de l'augmentation de la consommation unitaire (240 l/hab/j en 1900, 500 l/hab/j en 1932), en partie imputable à la diffusion des toilettes à l'anglaise, comme au développement de l'hygiène corporelle ; l'équipement en progression des immeubles et l'achèvement de la canalisation souterraine de Paris conduisent à l'augmentation des volumes collectés par le réseau, donc à épurer.

Par ailleurs, le poids de la banlieue devient de plus en plus important. Alors que la population parisienne représente, avec 1,9 millions d'habitants, 86 % de celle du département de la Seine en 1872, ces chiffres passent respectivement à 2,4 millions et 77 % en 1891, 2,9 millions et 69 % en 1911, 2,9 millions et 66 % en 1921. En 1936, le département compte 5 millions d'habitants, dont 56 % à Paris (2,8 millions d'habitants), et encore l'agglomération déborde-t-elle déjà des limites départementales. Le Banlieusard consomme certes moins d'eau (94 l/hab/j en 1900, 200 l/hab/j en 1932) que le Parisien, mais les volumes mis en jeu pèsent de plus en plus sur la ressource et les rejets deviennent préoccupants. En 1905, les déversements des égouts de banlieue, qui sont pourtant fort peu développés et dont les eaux ne sont pas traitées, sont équivalents aux rejets directs de la ville de Paris (80 106 m³/an). À ceux-ci s'ajoutent les rejets industriels, dont les volumes sont très mal connus, mais qui contribuent de manière significative à la pollution (y compris thermique) du fleuve, d'autant plus que les prélèvements ont

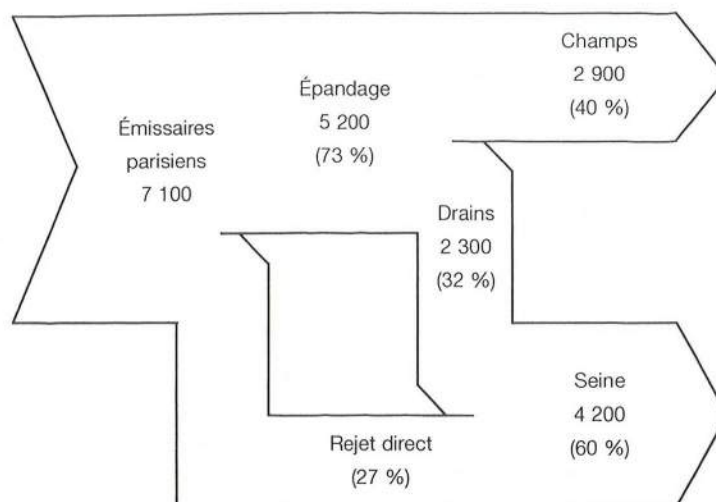


Figure 4 : champs d'épandage et cycle urbain de l'azote, Paris, 1906 (tN).

atteint une ampleur telle que le débit d'étiage est très faible : la pollution n'est plus diluée et l'on craint pour la sécurité des approvisionnements - les premiers barrages-réservoirs, mis en service dans les années 1930, sont en partie destinés au soutien du débit d'étiage de la Seine (Barles, 2002c).

Le sous-équipement en collecte et traitement des eaux d'égout de banlieue n'est pas surprenant et traduit, comme dans d'autres domaines (transports, équipements publics), la priorité qui a toujours été accordée à la capitale. Cependant, dès 1911, le conseil général du département de la Seine souligne la nécessité d'un programme d'assainissement de la banlieue (Kerboriou, 2001), programme élaboré une fois la guerre passée. Le schéma général d'assainissement de la Seine (qui concerne aussi une partie de la Seine-et-Oise) est approuvé en 1929, déclaré d'utilité publique en 1935 et doit permettre de répondre aux besoins jusqu'en 1970 (Olivesi, 1966). Basé sur un réseau de collecteurs en éventail dont les branches se rejoignent à Achères, il reprend le principe du réseau parisien, mais à une tout autre échelle, et non sans conflits entre les collectivités impliquées.

Malgré l'ambition du programme, l'assainissement départemental connaît un constant retard. D'une part, il suppose que les immeubles soient connectés aux réseaux communaux : en 1955 encore, la moitié des communes de banlieue présente un taux de raccordement inférieur à 50 % (Koch, 1958) ; mais il suppose aussi que les communes s'équipent et se branchent sur le réseau : l'évaluation du taux de collecte (rapport entre les apports totaux, *i. e.* pluviaux et anthropiques, et le débit des collecteurs), qui ne dépasse pas les 20 % entre 1900 et 1960, montre qu'on en est loin.

D'autre part, en dépit de ce très faible taux, les équipements d'épuration ne suivent pas. Les champs d'épandage montrent leurs limites dès l'entre-deux-guerres : les surfaces sont insuffisantes, les perspectives d'extension limitées du fait de l'urbanisation et des enjeux fonciers ; s'ils reçoivent près de 90 % des eaux en 1902, ce chiffre tombe à 18 % en 1940. Dans un

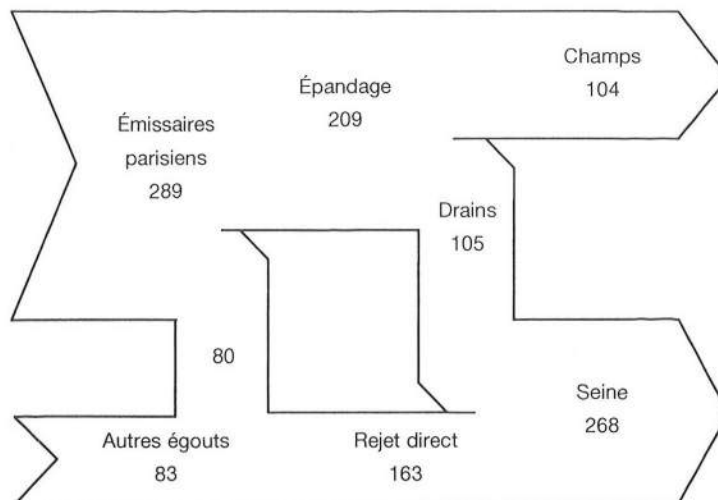


Figure 5 : le rôle croissant de la banlieue dans les rejets d'eaux résiduaires, 1905 (106 m³/an).

premier temps, on envisage d'aller chercher ailleurs les surfaces nécessaires. Dans les années 1920, la Champagne sèche, naturellement peu fertile et dévastée par les tranchées, semble tout indiquée pour recevoir les eaux résiduaires de l'agglomération parisienne - on lui destine aussi ses ordures ménagères - ; la ville de Paris étudie deux variantes, toutes basées sur un aqueduc de 140 km de long, l'une au nord de Reims où on localise 38 000 ha irrigables, l'autre au sud de la Marne (28 000 ha) (Védry, 1992). Mais, outre le coût d'un tel projet, le divorce entre la ville et la campagne semble consommé : les engrais industriels sont entrés en force sur le marché (notamment grâce à la synthèse de l'azote atmosphérique), ils semblent plus commodes, moins contraignants que les engrais que la ville produit non seulement en continu alors que leur consommation est saisonnière, mais aussi sous des formes finalement et difficilement exploitables.

Parallèlement, les ingénieurs parisiens expérimentent depuis plusieurs années au Mont-Mesly le traitement biologique, déjà répandu ailleurs en Europe et aux États-Unis. Dès 1909, les rapporteurs de la commission départementale de l'eau et de l'assainissement, de retour d'un voyage d'étude en Angleterre et en Écosse, concluent *que les installations biologiques peuvent être employées pour épurer d'une manière industrielle de très grandes quantités d'eaux d'égout* (Paris, Carmagnac, 1909) et les ingénieurs se résignent à cette solution. La première tranche de la station d'épuration d'Achères est mise en service en 1940, mais en 1966 encore, ils soulignent l'importance des champs d'épandage pour la régulation des prix des produits maraîchers à Paris (Feuillade, 1966) ; ils jouent en revanche un rôle de moins en moins important dans l'assainissement de l'agglomération parisienne et ne couvrent plus que 2 500 ha en 1973 (Olivesi, 1973).

Par ailleurs, malgré l'effort d'équipement, chaque augmentation de la capacité d'épuration est immédiatement dépassée par celle des volumes à traiter, qu'elle ne rattrape qu'à la fin des années 1980. De ce fait, les rejets directs (77 % en 1946, 57 % en 1971) demeurent très

longtemps supérieurs aux rejets d'eau traitée, avec des conséquences non négligeables pour la qualité des eaux du fleuve.

De plus, le nouveau mode de traitement entraîne la production d'un tout aussi nouveau résidu, ce qui n'avait pas échappé à la commission de 1908 qui évoquait *les grandes quantités de boues ou dépôts dont il faut se débarrasser. La solution est simple quand on peut, comme dans le cas de Manchester, les déverser en mer ; à Birmingham, on les envoie sur des champs pour former des remblais de plusieurs mètres d'épaisseur, ce qui ne peut être fait que dans des cas spéciaux pour un cube limité. La solution employée à Bolton, qui consiste à incinérer ces boues après les avoir convenablement desséchées et en les mélangeant à des ordures ménagères, paraît susceptible de rendre des services pratiques* (Paris, Carmagnac, 1908). La solution retenue à Achères sera cependant différente et témoigne d'un nouveau mode valorisation, très en vogue depuis le début du siècle et dont la guerre va renforcer l'importance, la valorisation énergétique. À partir de 1944, la fermentation méthanique des boues d'Achères alimente une partie des véhicules de l'administration (Koch, 1949). Dans les années 1960, le centre expérimental de Colombes est destiné, entre autres, à tester différents procédés de récupération des sous-produits de l'épuration, dans les années 1970, la valorisation agricole semble privilégiée. En vain. Les boues ne se vendent plus.

4. Conclusion : quelle durabilité ?

Longtemps la ville a résisté aux déchets : cette rapide analyse des politiques et techniques d'assainissement des deux derniers siècles montre bien que la recherche de la valorisation, principalement agricole, dans une moindre mesure énergétique, en a, jusqu'à l'entre-deux-

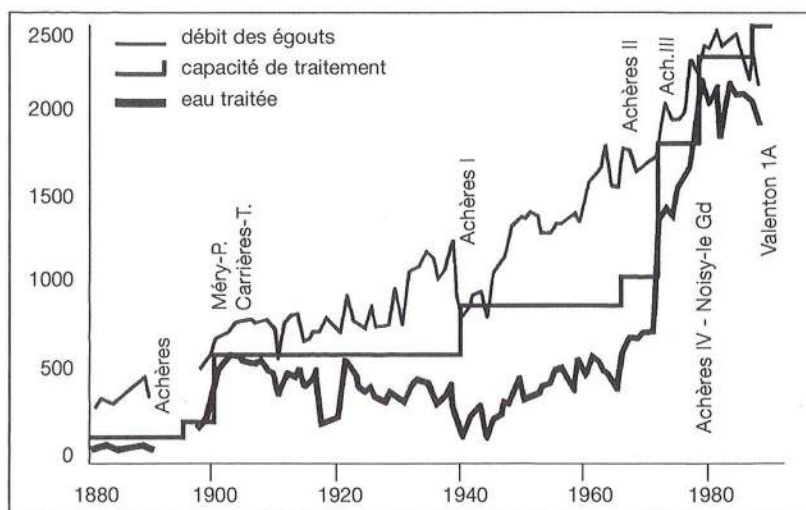


Figure 6 : le retard constant des équipements de traitement des eaux usées, 1880-1988 (103 m³/j).

guerres, constitué l'un des objectifs principaux ; une analyse de la gestion des ordures ménagères nous conduirait aux mêmes conclusions.

On mesure bien ainsi le poids des héritages dans la configuration actuelle de l'assainissement de l'agglomération parisienne : héritage en termes de stocks de polluants, sur lequel Isabelle Lamy reviendra plus loin, de paysage urbain et suburbain, d'infrastructures, de culture technique et d'institutions gestionnaires. *La path dependence* est ici très forte et se traduit par la relativement faible marge de manœuvre dont nous disposons aujourd'hui pour adapter les infrastructures aux objectifs contemporains du développement durable. En d'autres termes, les équipements sont de fait durables, ne serait-ce que parce qu'une partie d'entre eux est indestructible.

On mesure aussi l'évolution complexe des enjeux de l'assainissement urbain qui, d'entreprise lucrative non seulement pour ceux qui s'en chargent mais aussi pour la ville qui en tire *un revenu qui n'est pas à négliger* (Girard, 1833), se meut en service coûteux pour la collectivité - et les citoyens - ; qui, d'élément essentiel à la *survie urbaine* non seulement parce qu'il contribue à la salubrité mais aussi parce qu'il permet la production alimentaire et le bouclage, certes imparfait, des cycles biogéochimiques, se réduit progressivement à sa seule fonction hygiénique (et, plus tard, environnementale, mais ceci sort du cadre de notre travail) et contribue à la formation d'une nouvelle catégorie de la pensée technique, le déchet, ici, la boue d'épuration.

Bibliographie

Barles S. (1999). *La ville délétère : médecins et ingénieurs dans l'espace urbain, XVIII^e-XIX^e siècle*. Champ Vallon, Seyssel.

Barles S. (2002a). L'invention des eaux usées : L'assainissement de Paris de la fin de l'Ancien Régime à la Seconde guerre mondiale. Bernhardt, C. & Massard-Guilbaud, G., eds. *Le Démon moderne. La pollution dans les sociétés urbaines et industrielles d'Europe / The Modern Demon. Pollution in Urban and Industrial European Societies*. Presses de l'Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand.

Barles S. (2002b). Entre artisanat et industrie : l'engrais humain à Paris au XIX^e siècle. Actes du colloque *Artisanat et industrie, nouvelles révolutions du Moyen âge à nos jours*, 7-9 juin, 2001, Paris. Sous presse.

Barles S. éd. (2002c). *Analyse rétrospective du système Seine*. Rapport de synthèse dans le cadre du programme PIREN-Seine 1998-2001, UMR CNRS 7619 Sisyphe, Paris.

Belgrand E. (1887). *Les travaux souterrains de Paris*, vol. 5, Les égouts- les vidanges. Paris.

Cebon de Lisle P. (1991). *L'eau à Paris au XIX^e siècle*. Thèse de doctorat, Université de Paris IV, Paris, France.

Dromel J. (1875). *L'assainissement de Paris et la société provisoire de Bondy : ses travaux, son programme*, Paris, 1875.

Dumas J. B. éd. (1865-1866). *Enquête sur les engrais industriels*. Paris. 2 vol.

- Feuillade (1966). L'assainissement de la Seine. *Travaux hors série* (Direction générale des services techniques de la ville de Paris), p. 25-36.
- Gandy M. (1999). The Paris sewers and the rationalization of urban space. *Transactions of the Institute of British Geographers* Vol. 24, p. 23-44.
- Girard P. S. (1833). Du déplacement de la voirie de Montfaucon. *Annales d'hygiène publique et de médecine légale* Vol. 9, 1833, p. 59-84.
- Jacquemet G. (1979). Urbanisme parisien : la bataille du tout à l'égout à la fin du XIX^e siècle. *Revue d'histoire moderne et contemporaine* Vol. 26, p. 505-548.
- Jas N. (2001). *Au carrefour de la chimie et de l'agriculture : les sciences agronomiques en France et en Allemagne, 1840-1914*. Éd. des Archives Contemporaines, Paris.
- Kerboriou J. (2001). *L'extension du réseau d'assainissement de l'agglomération parisienne de 1919 à 1940*. Mémoire de DEA, Histoire des techniques, CNAM, Paris, France.
- Koch P. (1949). Direction technique des eaux et de l'assainissement. *Travaux hors série* (Direction générale des services techniques de la ville de Paris), p. 79-156.
- Koch P. (1958). Direction technique des eaux et de l'assainissement. *Travaux hors série* (Direction générale des services techniques de la ville de Paris), p. 101-218.
- Labarraque, Chevallier A. A., Parent-Duchâtelet A. J. B. (1835). Rapport sur les améliorations à introduire dans les fosses d'aisances, leur mode de vidange et les voiries de la ville de Paris. *Annales d'hygiène publique et de médecine légale* Vol. 14, p. 258-331.
- Mille A. A., Durand-Claye A. (1869). *Compte rendu des essais d'irrigation et d'épuration, Paris*.
- Olivesi J. (1966). Les services d'assainissement. *Travaux hors série* (Direction générale des services techniques de la ville de Paris), p. 1-3.
- Olivesi J. (1973). La direction des services industriels et commerciaux de la préfecture de Paris. *Travaux hors série* (La direction des services industriels et commerciaux de la préfecture de Paris), p. 5-9.
- Paris, Carmagnac (1909). *Rapport au nom des délégations de la 6e commission du conseil municipal et de la Commission départementale des eaux et de l'assainissement chargée d'étudier l'épuration biologique des eaux d'égouts et les fours d'incinération en Angleterre et en Écosse (août 1908)*. Paris.
- Paulet M. (1853). *L'engrais humain*. Paris.
- Préfecture de la Seine (1876-1878). *Assainissement de la Seine : épuration et utilisation des eaux d'égout*. Paris. 4 t. en 1 vol.
- Védry B. (1992). *Contribution à l'histoire des procédés d'épuration biologiques des eaux résiduaires*. Mémoire de D.E.A., histoire des techniques, C.N.A.M., Université de Paris IV et de Paris VIII, E.H.E.S.S, Paris, France.
- Vincey P. (1910). *L'assainissement de la Seine et les champs d'épandage de la ville de Paris*. Paris.

TABLE RONDE : LES ASPECTS SCIENTIFIQUES, TECHNIQUES ET POLITIQUES DE LA GESTION DES BOUES URBAINES

Norbert PIERRON, GAUDRIOT (*Direction des Produits Agro-Pédologie*),
52 rue des Carrières, 94227 Charenton-le-Pont Cedex.
Tél : 02.28.07.49.97. Fax : 02.28.07.49.91. Adele : npierron@gaudriot.net

Jean-Louis PLAZY, ADEME (*Délégation Régionale Ile de France*),
6-8 rue Jean Jaurès, 92807 Puteaux Cedex.
Tél : 01.49.01.45.65. Fax : 01.49.00.06.84.

Michel GOUSAILLES, SIAAP (CRITER),
82 avenue Kléber, 92700 Colombes.
Tél : 01.41.19.52.05. Fax : 01.41.19.52.09.

Daniel THÉVENOT, CERREVE (ENPC-ENGREF-UPVM),
6 et 8 av. Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne la Vallée Cedex 2.
Tél : 01.45.17.16.25. Fax : 01.45.17.16.27. Adele : thevenot@univ-paris12.fr

Norbert Pierron présente Gaudriot, un groupe d'ingénierie spécialisé dans le traitement des problèmes de l'eau en rapport avec le sol et l'agriculture, montre l'essoufflement de la valorisation agricole qui a été pendant longtemps la voie royale en épuration. Auparavant un projet de station d'épuration était réalisé en fonction des caractéristiques du milieu récepteur, puis on traitait les boues comme l'avatar de la chaîne de traitement. Maintenant, en raison notamment des problèmes posés par la société civile, la première phase d'une étude de faisabilité d'un projet d'épuration concerne la valorisation agricole; si celle-ci n'est pas possible, on s'oriente vers des solutions de valorisation et de recyclage autres que l'agriculture. Si elle faisable, différents niveaux de contraintes sont posés par l'agriculture et la société en relation avec ces épandages, en raison de nuisances olfactives notamment. Il s'agit donc de produire la boue en fonction de son utilisation ultérieure. Dans le cas d'une petite unité et d'un petit volume produit, on fait une station biologique et de l'épandage agricole avec un transport personnalisé des boues liquides. Lorsque l'épandage agricole s'avère infaisable, on choisit l'incinération ou l'utilisation industrielle qui nécessitent des siccités très élevées. Dans le cas d'une petite unité et d'un petit volume produit, on s'oriente plutôt vers une filière biologique produisant des boues liquides, l'épandage se fait alors avec du matériel agricole standard (*figure 1*) mais à courte distance du lieu de production. L'unité de traitement sera alors probablement une unité de méthanisation, produisant une boue solide très fortement déshydratée. Dans ce cas, le système de déshydratation et de traitement devient presque aussi important que l'unité d'épuration. La mise en décharge est interdite réglementairement à partir du 2 juillet 2002. Le débouché est bon si la boue - c'est-à-dire les rejets sont de bonne qualité. On n'a pas le droit de déverser n'importe quoi dans les réseaux, mais il manque une police des réseaux d'eaux usées, efficace pour interdire tout rejet non conforme et régler en amont le problème des métaux lourds. L'arsenal des études

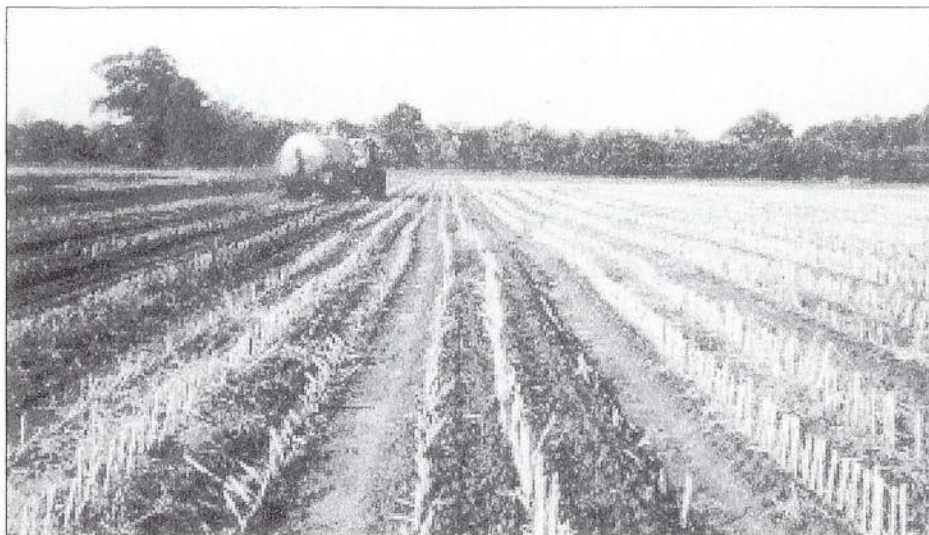


Figure 1: épandage de boues liquides en plein champ.

préalables, qui doit être pris très au sérieux, comprend les schémas généraux d'assainissement, les diagnostics de réseaux d'eaux et les plans de zonage d'assainissement.

Ensuite la qualité des boues va dépendre de la filière de traitement - les filières biologiques produisent des boues biologiques, les filières physico-chimiques fournissent des produits à priori inutilisables en agriculture - et de la filière de conditionnement qui porte la boue à la siccité voulue. Deux voies de valorisation agricole se présentent donc: l'épandage, une solution éprouvée, mais depuis juillet 98, ces boues sont considérées comme des déchets; le compostage qui s'obtient par l'ajout d'un substrat carboné. Dans le premier cas, c'est l'utilisation du déchet qui est contrôlée alors que dans l'homologation du compost, c'est le procédé de fabrication. Les contraintes sociales de l'épandage sont multiples : d'une part, la pression de la grande distribution sur les producteurs, d'autre part, une pression importante des transformateurs sur les agriculteurs. Les chartes Bonduelle et autres - les sucriers, les minotiers ont les leur - sont rarement utilisées mais restent une menace pour les producteurs. Ceux-ci sont d'accord pour prendre les boues si un système d'indemnisation les garantit en cas d'interdiction de commercialiser leurs produits. L'opposition des riverains s'exprime le plus souvent en raison des odeurs ce qui amène à enfouir les boues dans le sol directement avec des injecteurs. L'homologation d'un produit composté à partir de boues impose l'innocuité sur les végétaux et sur les animaux, l'efficacité du produit (un fertilisant doit avoir un effet fertilisant), enfin, la régularité du produit dans le temps. La plupart des demandes d'homologation de composts ont échoué sur ce point ces dernières années.

Au final, dans les stations d'épuration moyennes, on s'aperçoit que la filière de production des boues arrive à coûter aussi cher, voire plus cher, que la station d'épuration.

Jean-Louis Plazy, précise que l'ADEME, l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, est un établissement public de l'État, missionné pour la modernisation de la gestion

des déchets, la maîtrise des énergies et le recours aux énergies renouvelables, la lutte contre les nuisances sonores, la protection de la qualité de l'air, la dépollution des sols. L'eau est du ressort des agences de l'eau, mais l'ADEME intervient aussi dans ce secteur car les boues de stations d'épuration urbaines sont considérées comme des déchets. L'ADEME peut intervenir de l'amont à l'aval, c'est à dire du soutien aux travaux de recherche pour améliorer les procédés et les connaissances théoriques et pratiques, à la partie développement pour la mise au point de prototypes, jusqu'à « l'approche marché », c'est à dire la diffusion sur le marché de nouveaux produits, de nouvelles techniques. Trois lois sont très liées au problème des boues : d'abord, la loi sur l'eau de 1992 qui oblige à avoir des stations d'épuration et à protéger la qualité de la ressource en eau. La deuxième loi concerne les installations classées de 1976 et ne s'applique pas aux boues d'origine urbaine mais à celles d'origine industrielle. Enfin la loi de 1975 sur les déchets, modifiée en 1992: le statut juridique des boues a été mis en place par le décret de 1997/98 qui considère les boues soit comme déchet - application de la loi de 1975 -, soit comme matière fertilisante. Cette réglementation impose de réfléchir à la notion de risque. Trois logiques la sous-tendent: une logique agricole pour la partie épandage - intérêt agronomique à épandre des boues, l'agriculteur restant libre de sa décision -, une logique de santé publique dans le domaine de la chaîne alimentaire - éviter la dissémination des polluants notamment dans les sols, dans les plantes et dans l'eau -, enfin une logique environnementale. En quantité de matière sèche, les boues représentent en France plus d'un million de tonnes par an, et 7,5 au niveau européen. Plus de 60% sont épandues en France, et 40% en Europe, d'autres pays comme les Pays-Bas ou la Flandre belge, étant plus réticents. Une étude préalable est obligatoire ainsi qu'un processus et des quantités à respecter, un suivi et enfin un bilan à faire régulièrement au niveau des sols. Il est difficile de fixer des critères d'acceptabilité des boues face aux pressions, dans un contexte de concurrence entre les boues et les matières fertilisantes classiques. Par exemple, l'épandage de certains fumiers et pas celui des boues, alors que les premiers ne valent pas forcément mieux que les secondes! (Davantage de précisions sur le site de l'ADEME : www.ademe.fr)

Michel Gousailles, évoque le SIAAP, Syndicat Intercommunal d'Assainissement de l'Agglomération Parisienne, qui traite les eaux usées de huit millions de franciliens, sur deux mille km², soit quatre usines d'épuration. Au total, près de trois millions de mètres cubes par jour d'eaux usées, soit deux cent mille tonnes par an de matière sèche, presque 20% des boues à traiter sur l'agglomération parisienne. Soit on hyper concentre, en enfouissant dans une décharge à trois cent mètres sous terre dans un endroit imperméable pour se prémunir de tout risque sanitaire. Soit on choisit la dispersion avec l'épandage agricole ou encore l'utilisation industrielle : par exemple, des déchets sont insérés dans la fabrication du ciment. Selon la filière choisie, les boues seront produites différemment par les usines d'épuration. Certaines unités de traitement effectuent une digestion, le méthane est récupéré et une turbine produit de l'électricité. On obtient un produit stabilisé pour l'agriculture en déshydratant jusqu'à 5% de matière sèche. D'autres stations n'ont pas de place pour une digestion. Les boues sont incinérées et les cendres produites sont enfouies dans des décharges de classe 1. Mais ce système de déshydratation - à 28% ou 30% de matière sèche- est beaucoup moins performant. Dans deux stations, la matière sèche est en partie gazéifiée et en partie liquéfiée.

La qualité des boues est réglementée. Par exemple, pour le cadmium, en 1979, sa teneur dans

les boues était de l'ordre de 160 milligrammes par kilo. Grâce à des actions sur les réseaux, à la lutte contre les rejets industriels, à la mise en place de stations d'épuration chez les industriels, sa teneur est tombée à 6 milligrammes par kilo, en dessous des 15 ou 20 mg fixés par la loi. Idem pour le plomb : après des années 85-90 difficiles, on est aujourd'hui à 200 mg de plomb par kilo, alors que la norme est de 800. Pour le chrome aussi, nous avons fait considérablement baissé les teneurs dans les boues. Les boues sont de bonne qualité, on peut donc les mettre dans l'agriculture... Mais non, à cause de la notion de déchets, introduite par le décret 97/98, les gens considèrent que le produit est dangereux et demandent des normes encore plus sévères! Résultat, la station Seine Aval ne traite plus que 70 000 tonnes en agriculture contre 110 000 tonnes (soit la totalité), il y a trois ans. Aujourd'hui, un tiers va à la décharge. Mais à partir du 2 juillet 2002, que fera-t-on de ces 40.000 tonnes de boues? Impossible de construire des fours d'incinération de boues en agglomération parisienne! Les gens n'en veulent pas non plus. Donc pas de boues, pas d'épandage agricole, pas d'incinération. On cherche des solutions nouvelles. Le séchage constitue une voie possible: on déshydrate jusqu'à 30 ou 50% par des moyens mécaniques puis il faut évaporer l'eau; on peut alors sécher les boues jusqu'à 90% de matière sèche. À la sortie, on obtient un granulé qui ressemble à un engrais et qui est un produit biologique de bonne qualité. Le séchage limite les volumes et rend plus facile le transport. Il existe aussi des prototypes d'incinération sans fumée, par voie humide, qui sont très compliqués et très chers. La gazéification est encore une autre technique. Il s'agit de cuire à 850°C en l'absence d'oxygène. Toute la matière organique volatile se transforme en gaz qui est brûlé et qui sert à sécher les boues; mais les cendres obtenues contiennent encore un peu de carbone. Quant à mettre les boues dans les cimenteries, les fours ne sont pas équipés de lavage de fumée très performant.

En réponse à une question de la salle sur qui paie pour l'utilisation des boues, l'agriculteur ou la station d'épuration qui les produit, Michel Gousailles précise que l'agriculteur paye 40 francs par tonne, un prix très faible, dérisoire par rapport au prix des engrais auxquels les boues vont se substituer. En effet, un épandage s'effectue seulement chaque trois ou quatre ans. Il faut cependant ajouter à ce prix cent à deux cent francs par tonne pour payer l'entreprise chargée du suivi agronomique.

Quelles garanties pour les agriculteurs?

Marine Doin, de la Chambre d'agriculture d'Ile de France, exprime plusieurs désaccords avec ce qui a été dit précédemment. D'abord, il ne faut pas faire d'amalgame entre toutes les boues: il existe des qualités différentes, par exemple une boue liquide qui sort d'une petite station rurale et les boues qui sortent de la station d'Achères; ou encore une boue selon qu'elle soit ou non chaulée, n'aura pas la même utilisation en agriculture. Ensuite, les agriculteurs ont de bonnes raisons d'être souvent opposés à l'épandage des boues : c'est le poids de plus en plus fort du marketing. Ils subissent la pression des organismes stockeurs et de l'agroalimentaire qui transmet les aspirations du grand public et des consommateurs, selon laquelle produire sans boue est un « plus » marketing. L'État veut développer l'épandage agricole -qui intéresse tout le monde : facture d'eau moins chère, filière plus économique- mais n'est pas prêt à financer une assurance pour les agriculteurs en cas de contamination. Aujourd'hui, a priori, les boues épan-

dues ne posent pas de problèmes. Mais vérifie-t-on bien tous les éléments? Ne découvrira-t-on pas des problèmes plus tard? Si les boues ne posent vraiment aucun problème, pourquoi l'État ne veut pas s'engager au niveau des assurances? Depuis deux ans, avec le Comité national sur les Boues, les négociations n'aboutissent pas.

Enfin l'intérêt agronomique des boues est relativement contestable. Les boues contiennent de l'azote mais pas sous la même forme que les engrais chimiques. Il est très difficile de savoir comment l'azote va se libérer des boues et d'en tenir compte au moment de la fumure. Les boues ne réduiront pas forcément l'apport d'engrais, mais simplement celui de phosphore. Si l'agriculteur utilise des boues qui sont un déchet, c'est d'abord pour rendre service à la collectivité.

Michel Gousailles précise que le dosage de boues par hectare et par an est lié à la quantité de phosphore apporté, donc c'est le phosphore qui est le facteur limitant. Depuis longtemps, beaucoup d'agriculteurs sont demandeurs de boues dans l'intérêt même de leur activité.

Norbert Pierron estime que l'opposition à l'usage des boues s'appuie sur très peu de fondements scientifiques. La faiblesse des techniciens de terrain c'est de ne pas être capables de gérer des questions d'inconscient collectif. On sait apporter des réponses techniques, scientifiques - avec très peu de moyens par rapport à la difficulté que représente le fonctionnement d'un sol. Le débat sur l'utilisation ou non des boues en agriculture est passionnel, hors raison: personne ne le maîtrise. Au plan agronomique, il est vrai que l'utilisation de ces produits est beaucoup plus difficile à maîtriser qu'un engrais chimique simple dont on connaît la cinétique de passage en solution. Plus une boue est liquide, plus l'azote va passer rapidement en solution, plus elle est chaulée, moins on maîtrise ce passage. Avec les boues chaulées se posent des problèmes végétatifs difficiles à gérer. Quand les boues chaulées sont apportées trop tôt et que l'hiver est froid et sec, le maïs ne démarre pas. L'agriculteur remettra donc une dose d'azote directement disponible. Les boues chaulées font l'objet actuellement d'une demande générale car leur fermentation est bloquée, ce qui évite les odeurs, mais sur le plan strictement agronomique et fertilisant, il s'agit d'un produit beaucoup plus difficile à gérer qu'un engrais naturel.

Jean-Louis Plazy souligne la difficulté de prendre des décisions avec des connaissances qui restent vagues. Personne ne veut prendre ses responsabilités, et on applique le principe de précaution maximum. On peut essayer d'agir en amont, de réduire la production de boues, mais la solution passe surtout par la discussion. Au niveau national ou au niveau local? L'avantage au niveau local, c'est la possibilité de réunir tous les protagonistes autour d'une même table. C'est le même problème avec le compost de déchets verts ou les ordures ménagères. Il faut le régler entre les producteurs de boues et les utilisateurs, dans la transparence pour le consommateur. Concernant le fonds de garantie que l'État ne veut pas accorder aux agriculteurs, il faut savoir combien cela coûterait et ce qu'on risque. Pour le moment, il n'existe pas d'approche du risque, d'étude de risques à ce sujet. Et les scientifiques ne sont pas encore capables d'expliquer la façon dont migrent les polluants. Il faudra à un moment que le politique prenne sa responsabilité, après un débat, peut-être au Parlement comme pour le stockage des déchets nucléaires. Et qui peut décider si ce n'est le peuple lui-même, éclairé le plus possible par les scientifiques?

Norbert Pierron rebondit sur le fonds de garantie. Les agriculteurs veulent être garantis en cas de contamination. Aux doses actuelles, ce risque est tout à fait limité: dans les années 80, un

organisme chargé de faire ce type d'études s'est auto-dissout car il n'avait eu à traiter qu'un cas avéré de contamination. Le véritable enjeu est le risque commercial d'un refus, en raison de clauses unilatérales contenues dans les chartes des transformateurs (Bonduelle, la Générale Sucrière), que personne ne maîtrise. L'État doit être attentif aux éléments permettant d'évaluer un risque de contamination accidentelle, avérée scientifiquement, en revanche la collectivité n'est pas forcément prête à garantir un risque commercial.

L'épandage est-il en voie de disparition?

Au final, demande-t-on dans la salle, la filière de l'épandage des boues et de valorisation agricole est-elle menacée de disparition en France et en Europe ? La Suisse irait vers une interdiction totale de l'épandage en 2005...

Au niveau européen, précise **Jean-Louis Plazy**, on est encore dans une phase de discussion, loin d'un consensus sur le sujet. Pour ce qui est de la France, sachant que même si la production de boues est réduite, il restera toujours des résidus, Jean-Louis Plazy est favorable à une obligation de résultats imposant des taux à ne pas dépasser pour tel ou tel métal dans les boues et des limites en quantité de boues au mètre carré sur trois ans ou sur dix ans dans le sol. Les techniciens sauront alors préparer des processus permettant de respecter ces doses. C'est mieux que l'obligation de moyens qui impose des contraintes sur la fabrication sans certitude de résultats et qui, de plus, a tendance à obérer le volet recherche développement.

Par rapport à la Suisse et aux pays anglo-saxons où il y a une majorité de grosses stations et très peu de petites unités, la situation de la France, constate **Norbert Pierron**, est exactement l'inverse : quelques très grosses unités, un parc d'unités d'assez grande taille relativement réduit autour des grandes métropoles, pour le reste, l'immense majorité des ouvrages d'épuration sont des petits, des très petits ou des moyens, c'est à dire jusqu'à 25.000 équivalent habitants; on n'est pas du tout dans le registre de ce que traite le SIAAP. En l'état actuel des techniques, sur le plan économique, il n'y a pas d'autre solution que la voie biologique et l'épandage agricole pour que les collectivités locales puissent supporter les dépenses. Le problème n'est pas de faire une nouvelle loi mais d'appliquer la réglementation française en matière de contrôle de l'épandage, qui est une des plus poussées d'Europe. Le suivi agronomique est une obligation réglementaire : tous les épandages de toutes les stations d'épuration à destination agricole doivent être assortis d'un suivi agronomique fait par un prestataire compétent. Mais un grand nombre de stations n'ont pas ce suivi.

La communication auprès du public est essentielle aux yeux de **Michel Gousailles**. À Colombes, le choix a été fait de mettre en place un traitement des fumées avec des performances largement supérieures aux normes imposées à l'époque par la réglementation et aujourd'hui encore ce traitement de fumées est plus performant que ce qu'impose la réglementation européenne. Malgré cela, des gens affirment que les fumées contiennent encore des femtogrammes (division du gramme par 10 puissance 15) de résidus nocifs, et qu'il faut faire mieux. Mais faire mieux c'est plus cher et vouloir mettre de l'argent pour faire baisser des doses aussi infimes c'est se tromper d'objectif. Dépenser de l'argent dans un combat inutile, c'est le perdre pour un combat utile.

Daniel Thévenot souligne l'importance de la pression du public et en voie de conséquence de son éducation. Il a été dit que les agriculteurs refusaient des boues du fait de la position des distributeurs qui eux-mêmes suivent la pression du public. A l'inverse, on peut très bien imaginer une chaîne de conséquences dans laquelle ce sont les publicistes, les responsables de marketing qui imposent au public des images de marque pour se distinguer des concurrents: vendre « plus vert » deviendrait alors un argument commercial. On peut observer ce phénomène pour l'eau. Un très grand nombre de personnes dans différentes couches sociales et différents niveaux de revenus ont renoncé à boire l'eau de distribution dans la région parisienne. On peut voir ainsi des gens âgés porter d'énormes fardeaux de bouteilles ou des gens aux revenus particulièrement faibles en dépenser une partie importante pour acheter de l'eau en bouteille. L'aspect éducation et information du public est une dimension à prendre en compte dans l'échange d'informations à caractère expérimental et réglementaire. On ne peut se contenter d'affirmer « ce qu'on fait est propre, on est en dessous des normes réglementaires ». Il est important d'énoncer clairement la complexité mais aussi des résultats qui montrent que les risques sont très faibles, bien inférieurs à beaucoup d'autres, en les comparant par exemple au vol d'un avion ou à la conduite automobile. De nombreuses actions sont beaucoup plus dangereuses que celle de boire un verre d'eau au robinet ou de manger des petits pois qui ont poussé sur un terrain qui a reçu des boues. En informant, on contribue à aller dans le sens de la modification des mentalités, à éviter des peurs, des angoisses que certains souhaitent réveiller pour des raisons qui n'ont rien à voir avec la science mais plutôt avec la politique ou l'économie.

IMPACT DES EAUX PLUVIALES ET USÉES SUR LES MILIEUX RÉCEPTEURS

CONTAMINATION MICROBIENNE DES EAUX DU BASSIN DE LA SEINE

Isabelle GEORGES & Pierre SERVAIS, ESA (Université Libre de Bruxelles),
Campus de la Plaine, CP 221, B-1050 Bruxelles, Belgique.
Tél : 32.2.650.59.95. Fax : 32.2.650.59.93 Adele : pservais@ulb.ac.be

Résumé

L'étude présentée dans cet article porte sur la contamination des eaux du bassin de la Seine par les micro-organismes d'origine fécale dont certains sont pathogènes. L'étude a été menée sur le groupe des bactéries coliformes fécaux qui est couramment utilisé comme indicateur de la qualité microbiologique des eaux. Elle a été articulée autour de quatre thèmes: (1) la mise au point d'une méthode rapide de détection des coliformes fécaux alternative aux traditionnels comptages sur milieu gélosé spécifique, (2) l'étude des apports de coliformes dans le bassin de la Seine par les sources ponctuelles (rejets d'eaux usées) et diffuses (lessivage des sols), (3) l'étude des facteurs qui contrôlent la dynamique des coliformes dans les principales rivières du bassin et (4) le développement d'un modèle décrivant la dynamique des coliformes dans le bassin qui est basé sur les connaissances acquises au cours de ce travail.

1. Introduction

Les eaux de surface véhiculent de nombreux micro-organismes comme des bactéries, des virus, des protozoaires. Parmi ces micro-organismes, certains sont pathogènes ; ils sont alors le plus souvent d'origine fécale. On peut citer, parmi les pathogènes, les bactéries (genres *Shigella*, *Salmonella*, *Campylobacter*, *Yersinia*, et *Escherichia*) les virus (virus de l'hépatite A, enterovirus, rotavirus, virus de Norwalk) et les protozoaires (*Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*), qui contaminent les eaux de surface et même de nappe par les rejets d'eaux usées et le lessivage des bassins versants. Ces micro-organismes ont été responsables, jusqu'au 19ème siècle, dans nos pays de vastes épidémies de dysenterie, fièvre typhoïde, choléra...

Dans les milieux aquatiques pollués, la détection de tous les micro-organismes pathogènes est difficile et imprécise en raison de leur présence aléatoire, de leur faible nombre, s'ils sont présents, et de l'absence de techniques qui permettent de rechercher simultanément l'ensemble des pathogènes potentiellement présents. Pour pallier les difficultés de fonder une surveillance de la qualité microbiologique des eaux (eaux de baignade, eau destinées à la potabilisation) sur les germes pathogènes est né le concept de "micro-organismes indicateurs de contamination fécale". Ces indicateurs sont spécifiques de la flore intestinale, ils ne sont pas nécessairement pathogènes, mais leur présence en grand nombre dans un milieu aquatique indique l'existence d'une contamination fécale, et donc un risque épidémiologique potentiel. Plusieurs groupes de bactéries sont couramment utilisés comme indicateurs : les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux. Les normes européennes de qualité

des eaux de baignade, des eaux destinées à la consommation humaine ou à la potabilisation et à la conchyliculture sont basées sur le dénombrement de ces bactéries indicatrices de contamination fécale.

Le travail présenté ici a été mené sur le groupe des coliformes fécaux (aussi appelés thermotolérants). Ce groupe inclut l'ensemble des bactéries aérobies et anaérobies facultatives gram négatif, non sporulantes, en forme de bâtonnet, oxydase négative, capables de se multiplier en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface ayant des propriétés équivalentes et de fermenter le lactose avec production d'acide et de gaz à 44-44.5°C. Dans ce groupe, l'espèce *Escherichia coli* (*E.coli*) est de loin la plus fréquente, mais le groupe comprend également des espèces des genres *Citrobacter*, *Yersinia*, *Klebsiella* et *Enterobacter*. La présence de coliformes fécaux dans un milieu aquatique, et plus particulièrement celle d'*E.coli*, est considérée comme un bon indicateur d'une contamination récente du milieu par du matériel fécal humain ou d'animaux à sang chaud (Helmer *et al.* 1991, Baudisová 1997).

Même si des critiques peuvent émaner sur la pertinence de l'utilisation des indicateurs mentionnés ci-dessus, on ne peut nier l'utilité du caractère préventif des normes de qualité bactériologique des eaux, et le concept de "germes indicateurs de contamination fécale" a largement prouvé son utilité depuis des décennies. Mieux comprendre l'écologie des indicateurs de contamination fécale et des pathogènes dans les milieux aquatiques naturels est aujourd'hui une nécessité pour améliorer la gestion de la qualité microbiologique des eaux de surface. L'étude présentée ici sur les sources et la dynamique des coliformes fécaux dans le bassin de la Seine s'inscrit dans ce contexte. Celle-ci a été réalisée dans le cadre du programme de recherche PIREN Seine.

Le but de cette étude était d'identifier et de quantifier les différentes sources de contamination fécale dans le bassin de la Seine, ainsi que les processus qui contrôlent le devenir des coliformes fécaux (CF) en rivière. Elle a été articulée autour de quatre thèmes, qui seront développés dans les sections suivantes: (1) la mise au point d'une méthode de détection des coliformes alternative aux traditionnels comptages sur milieu gélosé spécifique, qui présentent divers inconvénients, (2) l'étude des apports de coliformes dans le bassin de la Seine par les sources ponctuelles (rejets d'eaux usées) et diffuses (lessivage des sols), (3) l'étude des facteurs qui contrôlent la dynamique des CF dans les principales rivières du bassin de la Seine, et (4) le développement d'un modèle décrivant la dynamique des coliformes dans le bassin de la Seine et basé sur les connaissances acquises tout au long de ce travail.

2. Développements méthodologiques

Les méthodes classiques d'énumération des coliformes dans les eaux naturelles sont basées sur la mise en culture des échantillons dans ou sur des milieux nutritifs sélectifs. En raison de certaines limitations des méthodes traditionnelles, d'autres techniques de détection des coliformes ont été développées récemment (Rompré *et al.*, 2002). Nous présentons ici une technique rapide d'estimation de l'abondance des CF basées sur des propriétés enzymatiques spécifiques.

2.1 Méthodes de détection des bactéries coliformes

Dans les eaux naturelles, les deux méthodes traditionnelles d'énumération des CF sont la détermination du Nombre le Plus Probable (NPP) en milieu liquide, et le dénombrement des Unités Formant Colonie (UFC) après incubation sur milieu gélosé spécifique (AFNOR 1990).

Cette dernière méthode est la plus couramment utilisée ; elle consiste à filtrer sur une membrane stérile de porosité 0,45 µm l'échantillon d'eau ou des dilutions décimales de celui-ci, de manière à avoir après incubation 10 à 100 UFC sur le filtre. La membrane est mise à incuber sur milieu gélosé sélectif (Tergitol et TTC, dans le cas de notre étude) à 44°C pendant 24 h (CF). Les colonies typiques sont dénombrées sur le milieu gélosé et le résultat est souvent exprimé par 100 ml d'échantillon brut. Cette méthode présente divers inconvénients : long temps de réponse, non prise en compte des bactéries 'actives mais non cultivables', c-à-d des bactéries en état de stress incapables de se multiplier sur/dans les milieux nutritifs mais morphologiquement intactes et conservant certaines activités métaboliques (Colwell *et al.* 1985, Grimes & Colwell 1986).

2.1 Développement de méthodes enzymatiques rapides sans passage par une mise en culture des échantillons

L'exploitation de propriétés enzymatiques spécifiques des coliformes totaux et d' *E.coli* constitue une alternative intéressante aux méthodes classiques de dénombrement des coliformes, et fait l'objet de nombreuses recherches depuis une quinzaine d'années (voir la revue de Rompré *et al.*, 2002). L'enzyme β-D-glucuronidase (GLU) permet aux *Escherichia coli* de cliver les diglucuronides de bilirubine dans l'intestin humain ou animal, en libérant des acides glucuroniques d'une part, et des molécules de bilirubine d'autre part. Cet enzyme inductible peut également hydrolyser le substrat artificiel 4-méthylumbelliferyl-β-D-glucuronide (MUGlu) en libérant du 4-méthylumbellifère (MUF) fluorescent.

Une méthode enzymatique directe (sans passer par une mise en culture) a été développée pour quantifier les *E.coli* au cours de ce travail (George *et al.*, 2000). Elle consiste à filtrer un échantillon d'eau, à incuber le filtre dans un tampon à pH optimal (6.9) et température optimale (44 °C) en présence d'un substrat fluorogène à concentration saturante (150 mg/l MUGlu), et à mesurer l'apparition de fluorescence résultant de l'hydrolyse du substrat par les bactéries au cours du temps. Celle-ci est exprimée en picomoles de produit MUF libéré par minute. L'apparition de fluorescence est proportionnelle à la quantité d'enzyme présent dans l'échantillon, qui est elle-même proportionnelle au nombre d'*E.coli* dans l'échantillon si la quantité d'enzyme par bactérie est constante. Ce protocole est applicable aux eaux de rivières et aux eaux usées (George *et al.* 2001b).

Une large gamme d'eaux douces, allant de petits ruisseaux forestiers à des eaux usées, a été échantillonnée et analysée par les méthodes enzymatiques, en parallèle avec des dénombrements de CF sur gélose lactosée au Tergitol et TTC. La figure 1 montre que la régression linéaire entre l'activité GLU et les CF cultivables (en coordonnées log-log) est significative ($r^2 = 0.88$). La pente de cette régression linéaire est < 1 , ce qui s'explique probablement par la prise en compte par la méthode enzymatique de *E.coli* non cultivables, dont la proportion est plus importante dans les eaux peu polluées (George *et al.*, 2000).

La méthode enzymatique présentée ci-dessus offre divers avantages par rapport aux méthodes culturales traditionnelles : rapidité, sensibilité, simplicité et prise en compte de bactéries actives mais non cultivables et donc non dénombrables par les méthodes classiques. Ce dernier point sera rediscuté dans la section 4.

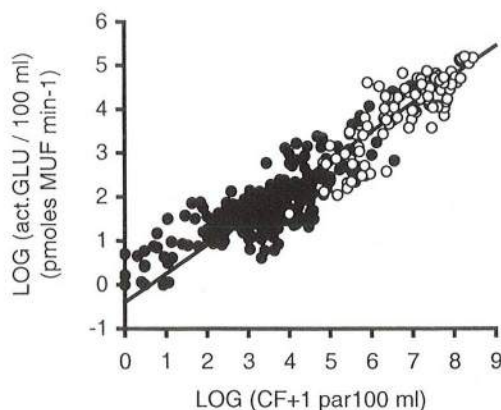


Figure 1 : Régression linéaire de type II en coordonnées log-log entre l'activité GLU et le nombre de CF cultivables dans les eaux douces naturelles (●) et les eaux usées (○). $\text{Log act GLU} = 0.65 * \text{log CF} - 0.39$ ($r^2 = 0.88$, $n = 407$, $p < 0.001$)

3. Sources de contamination fécale dans le bassin de la Seine

Dans les bassins versants anthropisés, les rejets d'eaux usées domestiques constituent, à priori, la source principale de contamination fécale du milieu naturel même si la plupart des rejets domestiques urbains sont aujourd'hui traités en station d'épuration (STEP). En plus des rejets localisés des STEP, qui peuvent être considérés comme des sources ponctuelles, le milieu naturel reçoit également des micro-organismes fécaux par des sources diffuses de contamination comme le lessivage de sols contaminés par des fèces d'animaux sauvages ou du bétail. Les sources diffuses ont été étudiées dans le bassin de la Seine, en échantillonnant des petits bassins versants forestiers, agricoles et pâturés en amont de tout rejet domestique et les sources ponctuelles en échantillonnant diverses stations d'épuration.

3.1 Apports de coliformes par les eaux usées

L'étude sur les sources ponctuelles de contamination fécale a été réalisée sur douze STEP, se différenciant par leur capacité nominale (de 90 à 7000000 équivalents-habitants) et par leur type de traitement (boues activées, boues activées à temps de séjour prolongé, biofiltration, lagunage, etc.). Les abondances en CF ont été mesurées dans les eaux brutes et traitées des divers STEP par dénombrements sur milieu gélosé et par la méthode enzymatique décrite à la section 2.

Les abondances en CF cultivables qui ont été mesurées en entrée des douze STEP étaient très élevées et avoisinaient 10^7 à 10^8 CF cultivables/ 100 ml ; dans les eaux traitées en sortie de STEP, les abondances en CF cultivables variaient de 10^5 à 10^7 / 100 ml (George et al., 2002). Dans les filières de traitement, l'efficacité d'élimination des micro-organismes fécaux est très dépendante du type de traitement pratiqué dans les STEP échantillonnées : l'abattement des CF varie de moins de 1 \log_{10} (90%) pour un simple traitement de décantation primaire à environ 3 \log_{10} (99.9 %) pour des traitements plus complets. Ainsi, les CF cultivables sont

mieux éliminés dans les traitements où le temps de rétention des masses d'eaux usées est plus long (boues activées à temps de séjour prolongé) ainsi que dans le traitement le plus efficace pour réduire les variables physico-chimiques (biofiltration). Il faut noter qu'aucune des STEP s'étudiées ne disposait d'une étape de traitement spécifiquement conçue pour s'attaquer à la pollution microbienne (étape de désinfection aux UV, par exemple).

Type de traitement	Unités d'act GLU hab ⁻¹ j ⁻¹		CF cultivables hab ⁻¹ j ⁻¹	
	Moyenne	Min-Max	Moyenne	Min-Max
Eau brute	8.94 x 10 ⁷	(1.66-22.2) x 10 ⁷	8.13 x 10 ¹⁰	(2.49-25.0) x 10 ¹⁰
Décantation	3.87 x 10 ⁷	(0.66-12.1) x 10 ⁷	5.04 x 10 ¹⁰	(1.34-28.0) x 10 ¹⁰
Boues activées (BA)	6.64 x 10 ⁶	(2.15-20.5) x 10 ⁶	5.13 x 10 ⁹	(0.84-31.2) x 10 ⁹
BA avec nitrification.	1.89 x 10 ⁶	(0.78-5.60) x 10 ⁶	1.28 x 10 ⁹	(0.83-2.23) x 10 ⁹
BA + biofiltration	3.29 x 10 ⁶		1.31 x 10 ⁹	
BA avec nitrification. + dénitrification.	8.07 x 10 ⁵	(2.08-13.0) x 10 ⁵	1.31 x 10 ⁸	(1.05-1.89) x 10 ⁸
Triple biofiltration	4.11 x 10 ⁵		3.27 x 10 ⁸	

Tableau 1: Equivalents- habitants coliformes (CF cultivables ou activité GLU hab⁻¹ j⁻¹) dans les eaux usées brutes et traitées de différents types de STEP (George et al., 2002).

Afin de comparer les différentes STEP, les abondances de CF cultivables et les activités GLU ont été exprimées en "équivalents-habitants coliformes" (EH-colis)(Tableau 1), c'est-à-dire en quantités de CF cultivables et d'activité GLU rejetées par habitant et par jour dans les eaux usées brutes ou traitées. Ces EH-colis ont été calculés d'après Servais *et al.* (1999) en considérant une demande biologique en oxygène (DBO) de 54 g par habitant et par jour dans les eaux usées brutes (WHO 1982). Ces EH-colis permettent d'estimer, pour toute STEP dont on connaît le traitement et la capacité nominale, la quantité de CF rejetés par jour dans l'environnement. Les quantités de CF apportées aux milieux naturels par jour par les STEP peuvent alors servir de données d'entrée dans un modèle comme celui décrit à la section 5.

3.2 Apports de coliformes par le lessivage des sols

Les apports diffus de coliformes dans le bassin hydrographique de la Seine dus au lessivage des sols ont été étudiés dans des petites rivières du bassin de l'Oise amont choisies en fonction de la couverture végétale de leur bassin versant (forêts, cultures et prairies pâturées). Les prélèvements ont eu lieu en amont de tout rejet domestique, de manière à s'affranchir des apports d'origine humaine.

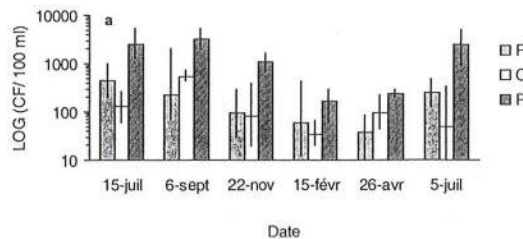


Figure 2: Variations saisonnières (en échelle log) de la concentration en CF dans 12 ruisseaux du bassin de l'Oise, alimentés par un bassin versant forestier (F), cultivé (C) ou pâturé (P) (Echantillonnage entre juillet 2000 et juillet 2001).

Les résultats des valeurs moyennes de CF mesurées à diverses périodes de l'année sont présentés à la figure 2. L'impact du type de couverture végétale et d'occupation du sol sur la qualité microbiologique des rivières est très visible. Les ruisseaux traversant des pâtures contiennent beaucoup plus de CF que les ruisseaux de zones forestières ou cultivées. Le suivi temporel réalisé sur ces ruisseaux a révélé l'existence de fluctuations temporelles de la contamination fécale des petites rivières. Les abondances en CF étaient maximales par temps pluvieux (juillet 2000, septembre 2000), alors que les valeurs minimales ont été enregistrées par temps sec en hiver (février 2001), quand les concentrations en matière en suspension (MES) étaient parmi les plus basses du suivi. D'une manière générale, les teneurs moyenne en CF mesurées dans ces ruisseaux sont élevées puisque la plupart sont supérieures à la norme guide de qualité des eaux de baignade (100 CF/100 ml) et certaines supérieures à la norme impératives (2000 CF/100 ml). Une étude réalisée parallèlement sur des ruisseaux normands (dans le bassin versant de l'estuaire de Seine) a mis en évidence, d'une part, des niveaux de contamination du même ordre de grandeur et, d'autre part, un impact identique du couvert végétal (Servais et al., 2002).

Les données recueillies lors de cette étude ont permis de quantifier l'importance des apports de CF au réseau hydrographique via le lessivage des sols ce qui est important dans l'optique d'une modélisation. Même si les abondances en CF dans les petites rivières alimentées par des apports diffus apparaissent élevées, un calcul basé sur les concentrations moyennes observées à la figure 1 et sur les apports par les rejets domestiques (section 3.1) nous montre que même dans les bassins ruraux peu peuplés, la contribution du lessivage des sols à la contamination fécale des rivières est faible par rapport à celle des rejets ponctuels.

4. Dynamique des coliformes dans les rivières du bassin de la Seine

4.1 Distribution des coliformes dans la Seine

La distribution et la dynamique des coliformes dans le bassin de la Seine ont été étudiées dans les principales rivières de celui-ci. Des profils longitudinaux d'abondance en CF et d'activité glucuronidase ont été réalisés sur les principales rivières du bassin dans diverses conditions de débits (George et al., 2001a, c). Un exemple de profil longitudinal dans la Seine entre Montereau (confluence avec l'Yonne) et la Baie de Seine est présenté à la figure 3.

Sur ce profil, on observe une forte augmentation des abondances en coliformes et des activités enzymatiques dans la Seine au passage de l'agglomération parisienne, et particulièrement en aval des rejets des deux principales stations d'épuration (STEPs) parisiennes, Seine Amont à Valenton (1,2 millions EH) et Seine Aval à Achères (7 millions EH). Même si le traitement des eaux usées en STEP élimine généralement plus de 90% des CF (voir section 3.1), l'abondance en CF dans les eaux usées brutes est tellement élevée que même après traitement, les effluents provoquent souvent un pic de contamination fécale dans le milieu récepteur. En aval des rejets de ces deux STEP, les abondances en CF et activités enzymatiques diminuent. Cette diminution est particulièrement spectaculaire en situations de bas débits en aval des

rejets de Seine Aval, sur un tronçon de 150 km jusqu'au barrage de Poses. Elle peut s'expliquer par différents facteurs: une dilution des eaux de la Seine par les eaux de la Marne et de l'Oise moins contaminées en CF et qui confluent avec la Seine en aval des rejets des STEP's Seine Amont et Seine Aval respectivement, une disparition des CF due à l'activité bactériovore des protozoaires, une mortalité des CF par lyse (résultant d'un stress nutritif, d'une compétition avec la flore autochtone, d'une attaque par des bactériophages etc.) ou encore une disparition des CF de la colonne d'eau par sédimentation.

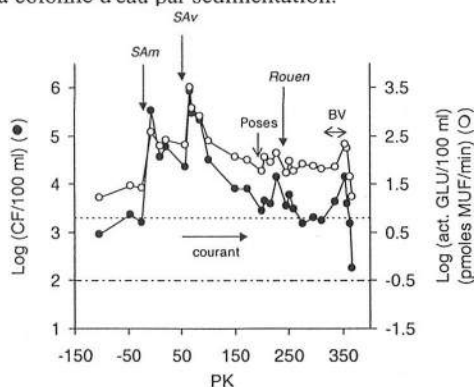


Figure 3 : Profil longitudinal en échelle log de l'abondance en CF cultivables et de l'activité GLU dans la Seine en mars 1998 (débit à Poses= $440 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$). PK est une échelle kilométrique dont le zéro se trouve au Pont d'Austerlitz à Paris. Les rejets des STEP's principales (Seine Amont (SAm), Seine Aval (SAV) et Rouen) sont indiquées en italique. BV= bouchon vaseux.

Dans l'estuaire de la Seine, les abondances en CF et les activités enzymatiques augmentent légèrement lors du passage de l'eau dans l'agglomération rouennaise à cause de rejets d'eaux usées, puis diminuent à nouveau. Ensuite, les abondances en CF cultivables et les activités enzymatiques remontent dans la zone de turbidité maximale à l'embouchure de l'estuaire de la Seine. Dans cette zone de l'estuaire, une partie importante des CF est attachée aux matières en suspension présentes en très haute concentration (Servais et al., 2002). Enfin, dans la baie de Seine, les abondances et activités chutent lorsque les eaux douces de la Seine sont diluées par les eaux marines. De l'amont de Paris à l'estuaire, les abondances en CF cultivables sont supérieures à la norme guide européenne de qualité des eaux de baignade sur l'ensemble du profil, et supérieures à la norme impérative dans l'agglomération parisienne et dans le bouchon vaseux.

4.2 Facteurs contrôlant la dynamique des coliformes en rivière

La disparition des bactéries fécales dans le milieu aquatique naturel résulte de l'action combinée de divers paramètres physico-chimiques et biologiques qui interagissent entre eux: activité prédatrice d'autres micro-organismes, carence en nutriments, compétition avec la microflore autochtone, action bactéricide de la lumière solaire et de la salinité, présence de toxiques, sédimentation, etc.

La plupart des expériences classiques visant à estimer les taux de disparition des bactéries fécales dans les milieux aquatiques consistent à suivre, au cours du temps, la disparition de

bactéries fécales (préalablement cultivées en milieu nutritif riche) ajoutées à un échantillon naturel par des énumérations sur milieu gélosé spécifique. Nous savons aujourd'hui qu'après leur introduction en milieu naturel, les bactéries fécales perdent rapidement leur capacité à pousser sur milieu gélosé mais peuvent maintenir une intégrité cellulaire et certaines activités métaboliques pendant plusieurs jours. Les taux de disparition des coliformes calculés sur base de dénombrements sur milieu gélosé surestiment donc très vraisemblablement la mortalité réelle de celle-ci. Cet effet de perte de cultivabilité a été mis en évidence dans la Seine. Nous avons en effet observé, en aval des rejets de la STEP Seine Aval dans la Seine, que les concentrations de CF cultivables chutaient 5 à 6 fois plus que les activités enzymatiques jusqu'au barrage de Poses (Figure 4). Ceci s'explique vraisemblablement par la détection par la méthode enzymatique de CF provenant des eaux usées et qui, une fois rejetés en Seine, subissent un stress nutritionnel provoquant une perte de cultivabilité progressive. Ces coliformes actifs mais non cultivables échapperaient alors aux méthodes classiques de dénombrement sur milieu gélosé spécifique. Nous avons montré, par ailleurs, qu'une carence nutritive et un effet bactéricide de la lumière pouvaient provoquer chez des cellules d'*E.coli* rejetées dans une eau de rivière stérile une perte de cultivabilité beaucoup plus rapide que la perte d'activité GLU (George et al., 2000 ; Petit et al., 2000).

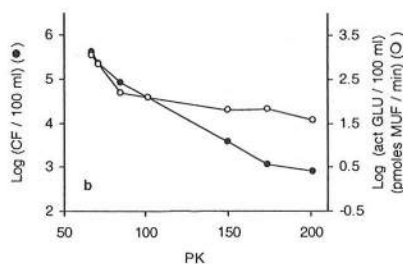


Figure 4: Décroissance du nombres de CT cultivables et de l'activité GLU dans la Seine en aval des rejets de la STEP Seine Aval en mai 1997.

En utilisant une méthode basée sur le suivi de la décroissance du marquage radioactif du matériel génétique des bactéries (Garcia-Lara et al. 1991, Servais & Menon 1991), il est possible d'estimer le taux de mortalité totale et la part de la mortalité des CF due au broutage par les protozoaires. Les taux de mortalité totale mesurés par cette méthode, sur des échantillons d'eau de Seine prélevés en aval de Paris, varient de $8 \times 10^{-3} \text{ h}^{-1}$ à $34 \times 10^{-3} \text{ h}^{-1}$. Contrairement à l'idée communément admise dans la littérature que les bactéries entériques meurent beaucoup plus rapidement que la microflore autochtone en milieu naturel, ces taux sont du même ordre de grandeur que ceux des bactéries autochtones, bien qu'un peu supérieurs (Servais et al. 1989, 1992). Ces valeurs sont cohérentes avec les taux de disparition des CF estimés sur base des activités GLU mesurées dans la Seine en aval de l'agglomération parisienne et du temps de transit des masses d'eau ($9 \times 10^{-3} \text{ h}^{-1}$ à $26 \times 10^{-3} \text{ h}^{-1}$). Le fait que les taux de disparition estimés à partir des mesures d'activité GLU sont donc du même ordre de grandeur que les taux de mortalité met en évidence que la mortalité bactérienne est le processus dominant de disparition des bactéries d'origine fécale dans le tronçon concerné. Par ailleurs, les expériences visant à estimer la part de la mortalité totale due à l'activité bactériophage des protozoaires ont montré que celle-ci était clairement le facteur dominant de mortalité des coliformes dans la Seine fluviale, puisqu'elle était responsable de 47 à 99% de cette mortalité.

5. Modélisation de la dynamique des coliformes dans le bassin de la Seine

Les connaissances acquises au cours de cette étude sur les sources et le devenir des CF en rivière ont été intégrées dans les modèles biogéochimiques et écologiques existant sur le bassin hydrographique de la Seine. Par exemple, un compartiment décrivant la dynamique des CF a été ajouté au modèle MODESTE (Billen *et al.* 1996) qui permet de simuler des profils longitudinaux de qualité le long de l'axe fluvial de la Seine entre Orly et Caudebec. L'ajout d'un compartiment « coliformes fécaux » à ce modèle avait pour objectif de pouvoir prédire les abondances en CF le long de l'axe fluvial de la Seine. Une fois validé, ce modèle peut être utilisé pour réaliser quelques scénarios prédictifs sur l'impact du type de traitement d'épuration dans les STEP's sur la qualité microbiologique de l'eau de la Seine.

Deux nouvelles variable d'état, l'abondance en CF cultivables et l'activité β -D-glucuronidase (act. GLU) par unité de volume (pmoles MUF min^{-1} par l d'eau de rivière) ont été ajoutées dans le modèle MODESTE.

Les apports diffus de CF à la Seine par le lessivage des sols ont été calculés sur base des résultats des échantillonnages présentés à la section 3.2 et les apports via les eaux usées ont été calculés sur base, d'une part, d'un fichier de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie reprenant la localisation, la capacité nominale, le coefficient de charge et le type de traitement d'épuration des STEP's et, d'autre part, sur les valeurs d'équivalents habitants estimées dans ce travail (section 3.1). A ce premier stade de développement du compartiment "coliformes fécaux" du modèle MODESTE, les processus pris en compte dans le contrôle de la dynamique des CF dans la colonne d'eau sont une mortalité totale et une sédimentation des bactéries.

Le processus de mortalité résulte de la somme de l'activité bactéricide des protozoaires et d'une lyse spontanée ou induite. La mortalité bactérienne est considérée dans le modèle comme étant d'ordre 1 et est donc caractérisée par une constante de premier ordre, exprimée en h^{-1} . Le taux de mortalité des CF cultivables inclut en plus de la mortalité réelle une perte de cultivabilité. La mortalité dépend de la température; cette dépendance est décrite par une relation sigmoïdale. Le modèle considère, par ailleurs, une sédimentation des CF attachés aux MES qui peuvent représenter une proportion importante des CF quand la teneur en MES est élevée; la vitesse de sédimentation des CF dans le modèle est identique à celle des MES.

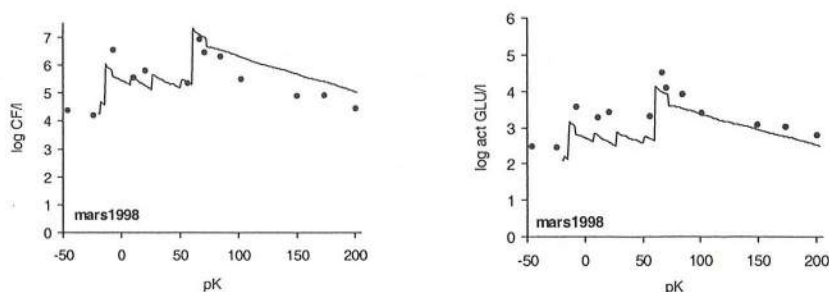


Figure 5 : Abondance en CF cultivables dans l'axe fluvial de la Seine jusqu'à Poses et simulations par le modèle MODESTE (Figure de gauche) et activité GLU (pmoles MUF min^{-1} l^{-1}) dans l'axe fluvial de la Seine jusqu'à Poses et simulation

de l'activité GLU par le modèle MODESTE (situation de mars 1998). *pK* est une échelle kilométrique dont le zéro correspond au Pont d'Austerlitz à Paris.

Le compartiment "coliformes fécaux" ajouté au modèle MODESTE a été validé en comparant les mesures de CF effectuées lors de profils longitudinaux et les simulations par le modèle. Un exemple est présenté à la Figure 5. Le modèle reproduit assez fidèlement l'abondance en CF dans la Seine. Par ailleurs, l'activité GLU mesurée lors des profils longitudinaux a également pu être correctement simulée (Figure 5).

Une fois validé, le modèle MODESTE décrit ci-dessus peut être utilisé pour tester des scénarios prédictifs sur l'impact de modification de l'assainissement des eaux usées en région parisienne sur la qualité microbiologique des eaux de la Seine en aval. Un tel modèle constitue un outil tout à fait intéressant pour les gestionnaires de l'assainissement et du milieu naturel.

6. Références bibliographiques

- Agence française de normalisation (AFNOR) (1990). Eaux - méthodes d'essais. *Recueil de normes françaises*. 4th édition. Paris, la Défense, France, 735 pages.
- Baudisová D. (1997). Evaluation of *Escherichia coli* as the main indicator of faecal pollution. *Water Science and Technology* 35(11-12): 336-336.
- Billen G. et Garnier J. (1996). RIVE et MODESTE: modélisation du fonctionnement microbiologique du continuum Seine fluviale - estuaire amont. In: *rapport 1995-FIN-2 du programme Scientifique Seine Aval, thème "Fonctionnement microbiologique et contrôle de l'oxygénation"*.
- Colwell R. R., Brayton P. R., Grimes D. J., Roszak D. B., Huq S. A. and Palmer L. M. (1985). Viable but non-culturable *Vibrio cholerae* and related pathogens in the environment: Implications for release of genetically engineered micro-organisms. *Biotechnology* 3: 817-820.
- Garcia-Lara J., Menon P., Servais P. and Billen G. (1991). Mortality of fecal bacteria in seawater. *Applied and Environmental Microbiology* 57: 885-888.
- George I., Petit M., Servais P. (2000). Use of enzymatic methods for rapid enumeration of coliforms in freshwaters. *Journal of Applied Microbiology* 88(3): 404-413.
- George, I., Petit, M., Theate, C. and P. Servais. (2001a) Use of rapid enzymatic assays to study the distribution of fecal coliforms in the Seine river (France). *Water Science and Technology*. 43(12) : 77-80
- George I., Crop P. and Servais P. (2001b). Use of β -D-galactosidase and β -D-glucuronidase activities for quantitative detection of total and fecal coliforms in wastewater. *Canadian Journal of Microbiology* 47(7): 670-675.
- George I., Petit M., Theate C., Servais P. (2001c). Distribution of coliforms in the Seine river and estuary (France) studied by rapid enzymatic methods and plate count. *Estuaries* 24(6b): 994-1002.
- George I., Crop P., Servais P. (2002). Fecal coliforms removal by wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. *Water Research*, sous presse.
- Grimes D. J. and Colwell R. R. (1986). Viability and virulence of *Escherichia coli* suspended by membrane chamber in semitropical ocean water. *FEMS Microbiol. Letters* 34: 161-165.

- Helmer R., Hespanhol I. and Saliba L.J. (1991). Public health criteria for the aquatic environment: recent who guidelines and their application. *Water Science and Technology* 24(2): 35-42.
- Petit M., George I., Servais P. (2000). Survival of *Escherichia coli* in freshwaters: β -D-glucuronidase activity measurements and characterization of cellular states. *Canadian Journal of Microbiology* 46(7): 679-684.
- Rompré, A., Servais, P., Baudart, J., De Roubin, M.R. & Laurent, P. 2002. Methods of detection and enumeration of coliforms in drinking water: a review. *J. Microbiol. Methods*. 49(1) : 31-54
- Servais P., Billen G., Martinez J. and Vives-Rego J. (1989). Estimating bacterial mortality by the disappearance of ^3H -labeled intracellular DNA. Technical validation and field measurements. *FEMS Microbiology Ecology* 62: 119-126.
- Servais P. and Menon P. (1991). Fate of autochthonous and fecal bacteria in marine ecosystems. *Kieler Meeresforsch* 8: 290-296.
- Servais P., Vives-Rego J. and Billen G. (1992). Survival and mortality of bacteria in natural environments. J. C. Fry & M. J. Day (eds.), *Release of genetically engineered and other microorganisms*, p. 100-119, Cambridge University Press.
- Servais P., Garnier J., Demarteau N., Brion N. and Billen G. (1999). Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through wastewater effluents. *Water Research* 33(16):3521-3531.
- Servais P., George I, Albisacaei A. & Lizin, P. 2002. Etude expérimentale de la dynamique des colifomes fécaux dans l'estuaire de la Seine. Rapport Programme Seine Aval 2. Mars 2002. 20 p.
- WHO. (1982). Rapid assessment of sources of air, water and land pollution. WGO Offset Publication n° 62 World Health Organisation, Geneva, Switzerland.

EUTROPHISATION ET RESTAURATION DES ÉCOSYSTÈMES LACUSTRES

Brigitte VINÇON-LEITE - CEREVE (ENPC-ENGREF-UPVM),
6 et 8 av. Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne la Vallée Cedex 2.
Tél : 01.45.17.16.25. Fax : 01.45.17.16.27. email : bvl@cereve.enpc.fr

Résumé

L'eutrophisation affecte de nombreux écosystèmes lacustres depuis une cinquantaine d'années en raison d'une augmentation des apports en phosphates, due aux activités humaines dans les bassins versants. De nombreux programmes de restauration, mis en place depuis les années 70, dans les pays occidentaux, ont réduit les apports dans l'objectif de restaurer la qualité écologique des plans d'eau. L'évaluation de leur efficacité montre très souvent que la totalité des effets attendus est rarement observée, surtout en ce qui concerne la diminution de la biomasse algale. Dans cet article, l'évolution, à la suite des programmes de restauration dont ils ont bénéficié, de trois grands lacs sub-alpins, le lac du Bourget, le Léman et le lac de Constance, est présentée. Dans ces trois lacs, la réduction drastique des apports en phosphates s'est traduite par une diminution notable des concentrations dans la colonne d'eau. En revanche, la biomasse algale n'a pas diminué significativement. Depuis quelques années, une augmentation de la production algale peut même être observée (Léman) ainsi que l'apparition de nouvelles espèces potentiellement toxiques (Lac du Bourget). Paradoxalement, alors qu'ils ont souvent réalisé de très coûteux programmes de restauration, les gestionnaires des écosystèmes lacustres peuvent se retrouver confrontés à de nouveaux problèmes de qualité de l'eau. Les principales hypothèses expliquant, dans les lacs sub-alpins profonds, ces évolutions sont exposées.

1. Introduction

Dans les pays industrialisés, l'eutrophisation est devenue un problème majeur pour les écosystèmes lacustres depuis les années 50. Elle est définie classiquement comme l'enrichissement en substances nutritives de la production végétale, ayant pour origine les activités humaines dans le bassin versant. Dans la plupart des lacs, c'est le *phosphore* qui est l'élément à l'origine de l'eutrophisation. L'excès de production algale se traduit par des symptômes de dégradation de la qualité du milieu, en particulier la diminution de la transparence de l'eau, la diminution de la concentration en oxygène en profondeur, la diminution de la biodiversité et dans certains cas, le développement d'espèces algales produisant des toxines.

Les apports en phosphore sont directement proportionnels à la densité d'occupation du bassin versant. Ils sont d'environ 2.5 kg/ha en Europe de l'ouest et d'environ 0.5 kg/ha dans les pays méditerranéens. Le phosphore a surtout des sources ponctuelles : domestiques (métabolisme humain, détergents) et industrielles (certains types d'industries, notamment agro-alimentaires, détergents). Environ la moitié de la contribution est d'origine domestique (EEA, 1999).

L'origine ponctuelle du phosphore explique que, pendant les 20 dernières années, en Europe, les concentrations en phosphore dans les cours d'eau aient connu une baisse sensible, directement corrélée avec l'augmentation du nombre de stations d'épuration des eaux usées. En Europe de l'ouest et du nord, environ 90% de la population est raccordé à un système de traitement des eaux usées et la proportion de traitement tertiaire augmente fortement (EEA, 1999). De plus, en Europe de l'ouest, les rejets de phosphates dus aux activités domestiques ont fortement diminué, de 4 gP/personne/jour dans les années 50 à 2 gP/personne/jour actuellement (Tusseau-Vuillemin, 2001). Cette tendance à la diminution des concentrations en phosphore se retrouve dans les lacs. En Europe, environ 50% des lacs ont des concentrations inférieures à 25 µgP/l. Néanmoins, l'hétérogénéité des concentrations en phosphore est grande. De nombreux lacs pauvres en phosphore sont situés en Scandinavie et dans les régions d'altitude des pays montagneux (Suisse, Autriche). En Europe de l'ouest, où les densités de population sont élevées, les concentrations en phosphore sont encore très souvent trop élevées (EEA, 1998).

Pour évaluer la qualité de l'eau des lacs, des niveaux de référence sont utilisés. Parmi les plus classiquement mentionnés, figurent les niveaux trophiques établis en 1982 par l'OCDE sur la base de statistiques portant sur 150 lacs d'Europe et d'Amérique du nord et dont l'objectif était de quantifier les relations entre nutriments et état trophique de ces lacs. 5 états trophiques sont définis: ultra-oligotrophe, oligotrophe, mésotrophe, eutrophe, ultra-eutrophe. Chaque catégorie trophique est associée à des classes de valeurs de chaque paramètre, par exemple phosphore total, chlorophylle moyenne, transparence de l'eau moyenne,... (Vollenweider et Kerekes, 1982).

Pour protéger durablement les lacs de l'eutrophisation, diverses mesures sont possibles au niveau du bassin versant, soit des mesures réglementaires (interdiction des détergents phosphatés, réglementation de l'occupation des sols,...) soit la construction d'ouvrages d'assainissement (traitement tertiaire dans les stations d'épuration des eaux usées, dérivation des effluents des STEP hors du bassin versant,...) Dans certains cas, en particulier pour des lacs de petite taille, des actions sont possibles au niveau du lac (Cooke *et al.*, 1993 ; Annadotter *et al.*, 1999) : aération de l'hypolimnion, soutirage de l'eau hypolimnique de mauvaise qualité, traitement du sédiment, biomanipulations,...

Actuellement des séries de données suffisamment longues permettent d'évaluer l'efficacité des programmes de restauration de la qualité écologiques des plans d'eau, pour la plupart mis en œuvre dans les années 70. Selon les modèles utilisés pour prévoir l'effet de ces programmes (Vollenweider et Kerekes, 1982), la diminution des apports de phosphates devait se traduire par une diminution des concentrations dans le milieu aquatique, entraînant à son tour une diminution de la croissance algale, et donc de ses conséquences négatives pour la qualité de l'eau. En fait, la totalité des effets attendus a rarement été observée, surtout en ce qui concerne la diminution de la biomasse algale (Sas, 1989).

Nous présenterons l'évolution, à la suite des programmes de restauration dont ils ont bénéficié, de trois grands lacs sub-alpins : le lac du Bourget, le Léman et le lac de Constance. Dans ces trois lacs, la réduction des apports en phosphates s'est traduite par une diminution notable des concentrations dans la colonne d'eau (Stabel, 1998; Anneville et Pelletier, 2000 ; Vinçon-Leite *et al.*, 2002). En revanche, la biomasse algale n'a pas diminué significativement. On observe même, dans le Léman, depuis quelques années, des biomasses phytoplanctoniques du même ordre de grandeur que celles mesurées juste avant les mesures de restauration (Cipel, 2002). Dans le Bourget, une cyanobactérie toxique (*Planktothrix rubescens*), classiquement considérée comme indicatrice d'un lac eutrophe, produit depuis 1999 de très fortes biomasses

et domine la communauté phytoplanctonique pendant une grande partie de l'année (INRA, 2001).

2. La restauration du lac du Bourget

Le lac du Bourget fait partie de la famille des lacs subalpins profonds. Le temps de séjour moyen de l'eau est élevé, environ 8.5 ans. Il constitue un élément important du patrimoine naturel par son intérêt écologique pour l'ichtyofaune, l'avifaune (zone d'hivernage de nombreuses espèces) et les associations végétales. Sur le plan économique, le lac a une grande importance régionale pour les activités de loisirs ainsi que pour l'alimentation en eau potable des villes d'Aix-les-Bains et Tresserve. Le bassin versant, très urbanisé (170 000 habitants), inclut deux agglomérations principales, Chambéry et Aix-les-Bains. Le développement économique régional a entraîné une augmentation de la population de 60%, durant les 30 dernières années.

Le lac du Bourget a été atteint par l'eutrophisation dans les années 70. En 1980, un ceinturage des effluents des agglomérations du sud du lac a été réalisé, permettant de les exporter hors du bassin versant, vers le Rhône par une galerie creusée sous la montagne. A la suite de ces travaux, les apports en phosphore ont diminué radicalement en 1980, de 50% pour le phosphore total et d'environ 80% pour les orthophosphates (PO_4^{3-}) qui constituent la fraction dissoute du phosphore. Après 1980, les apports en phosphore n'ont pratiquement plus diminué (Fig. 1).

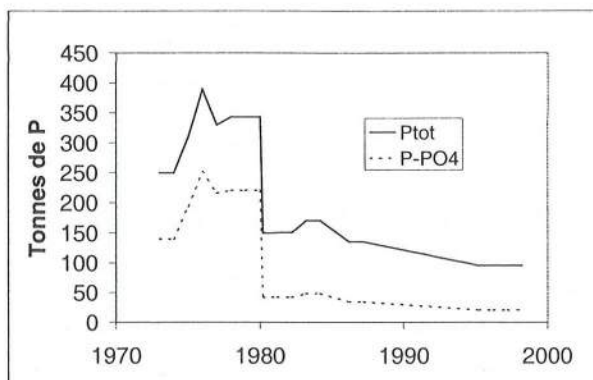


Figure 1. Apports en phosphore par le bassin versant du lac du Bourget

2.1 Les indicateurs

Afin de suivre l'évolution de la qualité de l'eau dans un lac, des mesures de terrain doivent être réalisées: profil thermique, transparence de l'eau au disque de Secchi¹, nutriments, oxygène, concentration en chlorophylle, espèces algales, zooplancton. A partir de ces données, des indicateurs sont calculés, en général une moyenne pour l'année ou sur une saison.

Les premiers indicateurs permettant de suivre la restauration trophique d'un plan d'eau sont les concentrations en nutriments. La période de référence est la fin d'hiver, lorsque la colonne d'eau est homogène. En cette période, la concentration en nutriments est maximale puisque la consommation par les algues n'a pas encore débuté dans la couche de surface. Après 1980, la diminution des concentrations en phosphore dans le lac du Bourget est très nette (Figure 2).

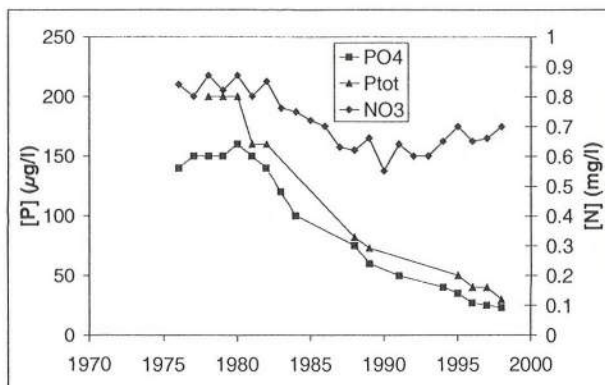


Figure 2 : Concentrations hivernales en nutriments dans le lac du Bourget

Parallèlement à l'évolution des nutriments, l'évolution des indicateurs biologiques devrait également montrer une amélioration. Un premier indicateur biologique est basé sur la transparence de l'eau. Après 1980, dans le lac du Bourget, la transparence de l'eau s'améliore légèrement, mais avec une forte variation interannuelle. Un second indicateur biologique est basé sur la concentration en chlorophylle. La variation interannuelle est également très forte et aucune amélioration n'apparaît (Figure 3).

¹ La mesure de la transparence de l'eau au disque de Secchi compte parmi les mesures les plus anciennes et les plus fréquentes en limnologie. Un disque de 30 cm de diamètre où sont peints des secteurs noirs et blancs est descendu dans l'eau au bout d'une corde graduée. La profondeur de Secchi correspond à la profondeur où le disque disparaît à l'œil de l'utilisateur. Grâce à cette mesure simple et peu coûteuse, de longues séries de données sont disponibles, permettant des comparaisons au cours du temps ou entre lacs.

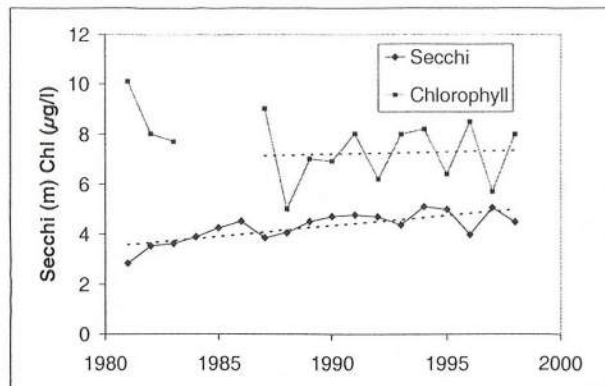


Figure 3 : Indicateurs biologiques du lac du Bourget

2.2 Les successions phytoplanctoniques

L'évolution de ces indicateurs globaux soulève une question : à une très nette diminution des concentrations en phosphore, aucune amélioration notable des indicateurs biologiques ne répond. Afin de préciser les raisons de ce paradoxe, le suivi de l'évolution de la production algale a été effectué, de 1995 à 1998, de façon plus détaillée en mesurant la biomasse des différentes espèces (Vinçon-Leite *et al.*, 2000). Dans les lacs de climat tempéré, 8 principales familles algales sont généralement présentes. Parmi ces familles, trois ont été considérées en priorité : les *Diatomées*, algues possédant une enveloppe siliceuse, qui se développent surtout au printemps et en automne, les *Cyanobactéries*, qui possèdent des propriétés remarquables d'adaptation aux changements du milieu et qui peuvent être toxiques et les *Conjuguées*, ordre appartenant aux chlorophycées, qui présentent des formes filamenteuses et peuvent former des proliférations intenses.

Les successions annuelles (Figure 4) sont assez semblables, avec une forte production estivale mais, en 1998 la succession annuelle est différente avec une très forte production printanière. Les espèces dominantes sont globalement les mêmes, *Diatomées* au printemps et en automne, *Cyanobactéries* surtout en été mais pratiquement toute l'année en 1998 et *Conjuguées* surtout en fin d'été. Les variations interannuelles sont fortes, par exemple, pour les *Cyanobactéries*, très abondantes en 1996 et surtout en 1998 et presque absentes en 1995 et 1997.

Durant les 4 années, les biomasses algales totales montrent également de fortes disparités interannuelles. Elles varient du simple au double entre 1996 et 1997 par exemple. La répartition saisonnière de la biomasse est également très différente entre les 4 années (Figure 5). En 1995 et 1996, le maximum de la biomasse algale est observé en été alors qu'en 1998, les biomasses algales printanière et estivale sont du même ordre. Les différences des compositions algales, notamment en ce qui concerne les espèces principales, sont importantes. En 1995, les diatomées sont dominantes. En 1996 et surtout en 1998, les *Cyanobactéries* sont très présentes et en 1997, ce sont principalement les *Conjuguées*.

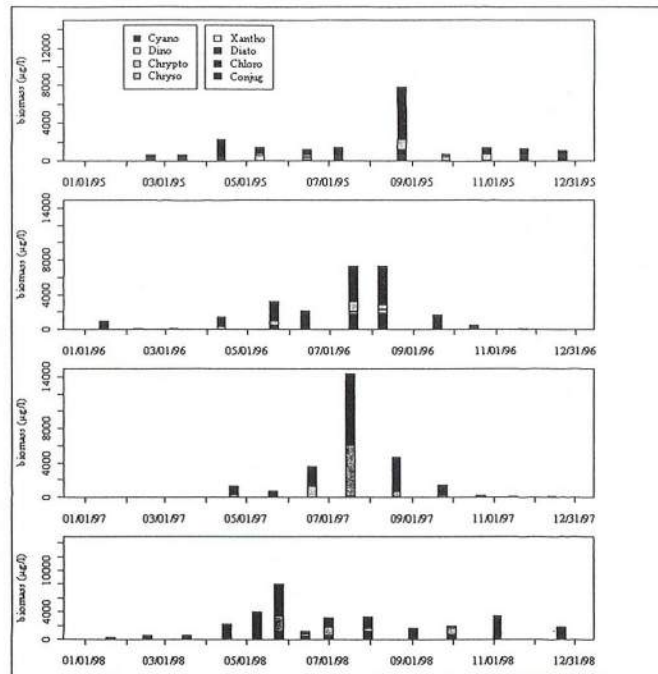


Figure 4 : Successions phytoplanctoniques dans le lac du Bourget (1995-1998)

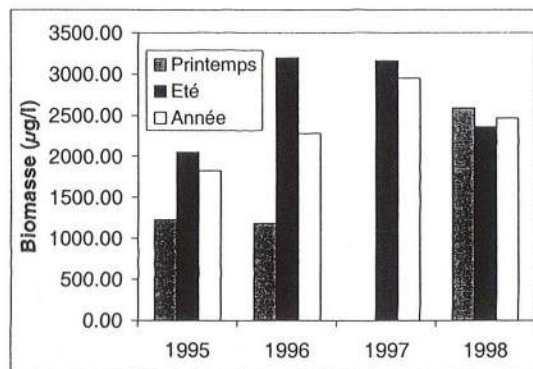


Figure 5 : Biomasses algales dans le lac du Bourget (1995-1998)

Le suivi du phytoplancton s'est poursuivi, à partir de 1999, avec une sonde fluorimétrique qui, après calibration, permet d'estimer la quantité des principaux groupes algaux (INRA, 2001). La forte présence des Cyanobactéries s'est confirmée, essentiellement *Planktothrix rubescens*. Cette espèce pouvant produire des toxines, apparaît au cours de l'été, s'installe dans le métalimnion et atteint des concentrations très élevées en début d'hiver. La douceur de l'automne et du début d'hiver favorise sans doute leur développement. Dans le lac du Bourget, les captages d'eau potable ont dû être interrompus à plusieurs reprises en raison de proliférations de *Planktothrix rubescens*.

Si elle n'éclaircit pas totalement le paradoxe de la réponse biologique du lac du Bourget à la diminution des concentrations en phosphore, l'analyse des successions phytoplanctoniques de ces 4 années, permet cependant d'émettre quelques hypothèses. Au cours de la restauration, les assemblages phytoplanctoniques se modifient probablement, par l'apparition d'espèces mieux adaptées aux nouvelles conditions trophiques. Par ailleurs, les conditions météorologiques plus clémentes pendant les dernières années, avec des printemps, des automnes et des hivers plus doux pourraient permettre un développement algal plus intense tout au long de l'année.

3. Lacs subalpins aux évolutions comparables

3.1 La restauration du Léman et du lac de Constance

Deux grands lacs sub-alpins, le lac de Constance et le Léman ont connu une séquence d'eutrophisation et de restauration assez semblable à celle du lac du Bourget. De longues séries de données existent sur ces lacs et permettent d'apprécier leur évolution. Sur le tableau 1, sont présentées les caractéristiques morphométriques des trois lacs. Même si le Bourget est de dimensions beaucoup plus modestes que le Léman et Constance, il présente des caractéristiques communes avec eux, notamment la profondeur, à l'origine de la forte stratification thermique et du temps de séjour de l'eau élevé.

	Léman	Constance	Bourget
Altitude moyenne	372 m	395 m	230 m
Superficie	580 km ²	534 km ²	42 km ²
Volume moyen	89 km ³	48.4 km ³	3.9 km ³
Temps de séjour théorique de l'eau	11 ans	4 ans	8 ans
Profondeur maximale	309 m	253 m	145 m
Superficie du bassin versant	7395 km ²	11980 km ²	560 km ²

Tableau 1 : Caractéristiques morphométriques des lacs Léman, de Constance et du Bourget

La mise en œuvre complète des programmes de restauration se situe, pour le Léman et Constance à la fin des années 70 et en 1980 pour le Bourget. L'évolution des apports en phosphore (Güde *et al.*, 1998 ; Cipel, 1984 et 2001 ; Cereve, 1998) par unité de surface de lac est présentée sur la figure 6.

Dans le Léman, les concentrations (Fig. 7) augmentent jusqu'en 1979, environ 100µgP/l, puis à partir de 1980, une diminution régulière s'installe et se stabilise à la fin des années 90 à 40 µgP/l. Constance présente une évolution assez similaire mais la pente de la réduction est beaucoup plus raide, conduisant actuellement à des concentrations voisines de celles des années 50, environ 15µgP/l. Les concentrations atteintes dans le lac du Bourget ont été beaucoup plus élevées que dans les deux autres lacs (200µgP/l) mais par contre la vitesse de diminution a été très élevée à partir de 1980. Depuis la fin des années 90, les concentrations tendent vers l'équilibre et en 2000, la concentration dans le Bourget est inférieure à celle du Léman.

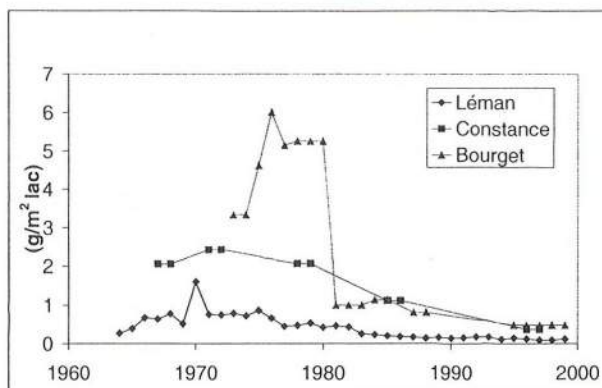


Figure 6 : Evolution des apports en phosphore dissous par le bassin versant

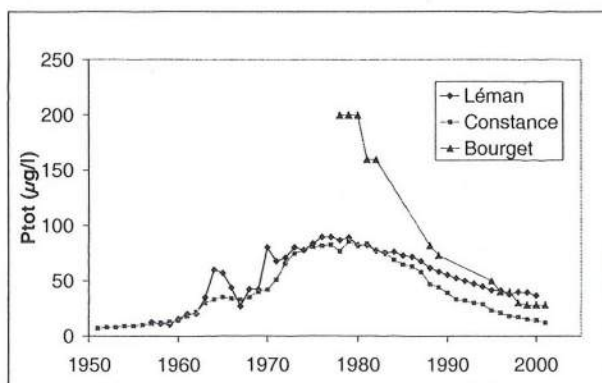


Figure 7 : Evolution des concentrations en phosphore dans la colonne d'eau durant le mélange hivernal

En réponse à la diminution du phosphore dans l'eau, la réponse des indicateurs biologiques est peu marquée. Dans le Léman, la transparence estivale fluctue depuis 1980 entre 4 et 7m, sans montrer de tendance significative (Fig. 8). A Constance, les mêmes fluctuations interannuelles très fortes, entre 4 et 7m, ne montrent aucune tendance significative. La chlorophylle estivale montre le même comportement (Fig. 9). Dans le Léman, une légère tendance à l'augmentation de la chlorophylle apparaît même à la fin des années 90.

Sur ces trois lacs, les indicateurs biologiques ne montrent donc pas d'amélioration sensible de la transparence et indiquent même une augmentation des concentrations en chlorophylle. Les conclusions basées sur l'évolution des biomasses algales dont on dispose des valeurs sur toute la période pour Constance et le Léman, seraient identiques. La fin des années 90 se traduit pour les trois lacs par une tendance à l'augmentation de la production algale alors que les concentrations en phosphore ont fortement chuté.

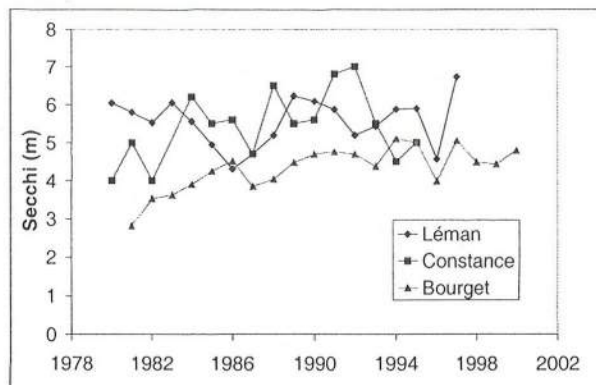


Figure 8: Evolution de la transparence de l'eau estivale

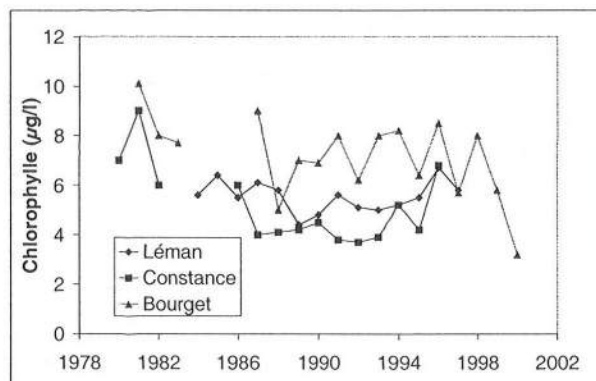


Figure 9: Evolution des concentrations en chlorophylle estivales

3.2 Hypothèses

Le réseau trophique d'un lac est perturbé par l'eutrophisation. Lors de la restauration, les interactions entre les différents compartiments du réseau trophique sont à nouveau modifiées, mais selon des modalités difficiles à quantifier et donc à prévoir. En premier lieu, trois hypothèses peuvent être émises.

La première hypothèse est que, au cours de la restauration, la modification des espèces algales se fait dans le sens d'une meilleure utilisation du stock de phosphore disponible dans le lac, soit en utilisant les phosphates encore présents en profondeur, soit en utilisant d'autres formes du phosphore, par exemple du phosphore organique dissous. L'utilisation des phosphates en profondeur suppose des espèces peu exigeantes vis à vis de la lumière ou des espèces mobiles. L'utilisation du phosphore organique dissous suppose des espèces mixotrophes. La deuxième hypothèse est que l'augmentation de la biomasse algale soit due à une diminution des pertes, par exemple avec l'apparition d'espèces moins consommées par le zooplancton. La troisième hypothèse suppose que le réchauffement climatique permet une production algale plus étendue dans l'année. Ces hypothèses, bien sûr, non exclusives peuvent être confrontées aux séries de données recueillies sur les trois lacs.

Epuisement du phosphore dans l'épilimnion du Léman

Dans le Léman, l'évolution des concentrations en phosphates dans l'épilimnion de 1974 à 1998, montre que, depuis le début des années 90, la consommation de phosphates démarre plus tôt dans l'année, se termine plus tard à l'automne et s'étend jusqu'à 30m de profondeur (Anneville *et al*, 2002). Ces données confortent donc la première hypothèse de l'apparition d'espèces algales capables de se développer en profondeur ainsi que l'hypothèse d'une production algale plus étendue sur l'année en raison de conditions climatiques plus clémentes.

Planktothrix rubescens

Le développement algal en profondeur dans le Léman est à rapprocher, dans le lac du Bourget, à un développement très important d'une Cyanobactérie, *Planktothrix rubescens*, en profondeur, 10-15m, au niveau de la thermocline et capable de se maintenir en automne et en hiver si les conditions climatiques sont assez clémentes (INRA, 2001).

Augmentation de la proportion de mixotrophes à Constance

Dans le lac de Constance, la contribution relative d'espèces mixotrophes à la biomasse algale totale, pendant l'été, augmente très fortement durant les années 90, atteignant une proportion de 40% alors qu'elles ne constituaient que 10-15% de la biomasse estivale dans les années 80 (Gaedke, 1998).

Réchauffement climatique

La mise en évidence d'un réchauffement climatique a été recherchée, pour les eaux du lac du Bourget, sur la période 1974-2000. Les écarts entre les moyennes des températures annuelles de l'air et la moyenne de toute la période montrent que jusqu'en 1987, les moyennes sont en dessous de la moyenne de la période et de 1987 à 2000, elles sont en dessus, indiquant donc des années plus chaudes à partir de 1987, à l'exception de 1991 et 1996 (Oberhaus, 2002). Parallèlement, les températures de l'eau à 130m de profondeur à partir de 1986 indiquent également une nette tendance au réchauffement des eaux profondes du lac (Fig. 10). Cependant, la très forte variabilité climatique interannuelle et la faible longueur des séries analysées, ne permettent pas que des conclusions définitives soient tirées.

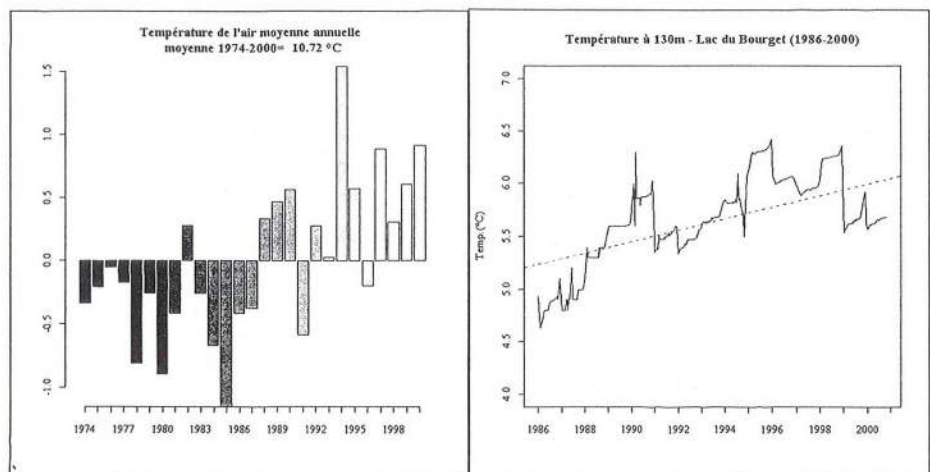


Figure 10: Evolution des températures de l'air (1974-2000) et des températures de l'eau du lac du Bourget à 130m de profondeur (1986-2000)

4. Conclusions

A partir de l'analyse de l'évolution de trois lacs sub-alpins profonds, quelques éléments sur la restauration des écosystèmes lacustres à la suite d'une réduction des apports en nutriments peuvent être présentés. En réponse à la diminution des apports par le bassin versant, les concentrations dans le lac diminuent très rapidement. En revanche, la biomasse algale et tous les indicateurs qui s'y rapportent évoluent très peu, voire se dégradent.

Dans les lacs sub-alpins profonds, fortement stratifiés durant la période estivale et soumis à des conditions climatiques comparables, les principales hypothèses expliquant ces évolutions surprenantes peuvent être résumées ainsi : en raison de la diminution des concentrations, l'épuisement du milieu en phosphates apparaît plus précocement au printemps et disparaît plus tardivement en automne. Cette limitation accrue agit sur une modification des assemblages phytoplanctoniques de plusieurs manières : (1) en favorisant des espèces moins exigeantes en phosphates, (2) en favorisant des espèces capables d'utiliser d'autres formes de phosphore que les phosphates (espèces mixotrophes) et (3) en favorisant des espèces moins exigeantes en lumière, telles les cyanobactéries, capables de se développer à des profondeurs où les phosphates sont encore présents. Parallèlement, une tendance au réchauffement climatique, dans la région alpine, se traduit par une augmentation de l'occurrence d'hivers doux, et permet souvent aux populations algales de se maintenir à un niveau assez élevé en hiver, permettant un démarrage précoce au printemps. Ainsi, l'installation de nouvelles espèces, mieux adaptées à l'évolution trophique et climatique du milieu permet de maintenir, voire d'augmenter la production algale. Certaines de ces espèces, de forme filamenteuse, résistent également mieux aux pertes dues au broutage du zooplancton.

Paradoxalement, alors qu'ils ont souvent réalisé de très coûteux programmes de restauration, les gestionnaires des écosystèmes lacustres se retrouvent à nouveau, dans de nombreux cas, confrontés à de nouveaux problèmes de dégradation de la qualité de l'eau.

Bibliographie

- Annadotter H., Cronberg G., Aagren R., Lundstedt B., Nilsson P.A., Ströbeck S. (1999), Multiple techniques for lake restoration, in *The Ecological Bases for Lake and Reservoir Management*, (Harper D., Brierley B., Ferguson A., Philips G. eds), Hydrobiologia, 1999, 395-96: 77-85
- Anneville O., Pelletier J. P. (2000). Recovery of Lake Geneva from eutrophication : quantitative response of phytoplankton, *Arch. Hydrobiol.* 148 (4), 607-624.
- Anneville O., Souissi S., Ibanez F., Ginot V., Druart J.-C., Angeli N. (2002). Temporal mapping of phytoplankton assemblages in Lake Geneva : Annual and interannual changes in their patterns of succession. *Limnol. Oceanogr.* 47 (5), 1355-1366.
- CEREVE (1998), *Analyse de l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget*. Rapport technique, CEREVE, GRETI, INRA, Cellule technique du lac du Bourget, ENPC Champs/Marne, France
- CIPEL (1984), *Le Léman synthèse 1957-1982*, Lausanne Suisse
- CIPEL (2000), *Rapport de la campagne 1999*, Lausanne Suisse
- CIPEL (2002), *Rapport de la campagne 2001*, Lausanne Suisse
- Cooke, G.D., Welch E.B., Peterson S.A., Newroth P.R. (1993). *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. Lewis Publishers, 548 pp.
- Gaedke U. (1998). The response of the pelagic food web to re-oligotrophication of a large and deep lake (L. Constance): Evidence for scale-dependent hierarchical patterns? *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 53, 317-333.
- Gaedke U., (1998), Functional and taxonomical properties of the phytoplankton community of large and deep Lake Constance: interannual variability and response to re-oligotrophication (1979-1993). *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 53, 119-141.
- Güde H., Rossknecht H., Wagner G. (1998). Anthropogenic impacts on the trophic state of Lake Constance during the 20th century. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 53, 85-108.
- INRA, (2001) *Mise en place d'un protocole de surveillance des cyanobactéries dans le lac du Bourget*. Rapport d'étude de la Station d'hydrobiologie lacustre de Thonon, 35p.
- Oberhaus L. (2002) *Rôle des facteurs physiques sur les efflorescences de cyanobactéries en milieu lacustre : Analyse des données du lac du Bourget*. Rapport de DEA, CEREVE, ENPC Champs/Marne, France.
- Sas H., (1989), *Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, Experiences, Extrapolations*. Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin.
- Stabel H. -H., (1998), Chemical composition and drinking water quality of the water from Lake Constance, in « Lake Constance – Characterization of an ecosystem in transition ». *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 53, 13-30.
- Tusseau-Vuillemin M.-H., (2001). Do food processing industries contribute to the eutrophication of aquatic systems ? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 50 : 143-152.
- Vinçon-Leite B., Groleau A., Tassin B., Quiblier-Lloberas C., Sarazin G., (2000). Long-term evolution of nutrient and biological indicators in a recovering lake, *Actes du 1^{er} Congrès Mondial de l'Association Internationale de l'Eau (IWA)*. Paris.

- Vinçon-Leite B., Tassin B., Druart J.-C., (2002), Phytoplankton variability in Lake Bourget : Phytoplankton dynamics and meteorology. *Lakes & Reservoirs : Research and Management*, 7 : 93-102.
- Vollenweider, R.A., and Kerekes, J. (1982), *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), OECD, Paris.

**PARTICIPATION DU PUBLIC
DANS LES CHOIX
EN MATIÈRE DE GESTION DE L'EAU**

PARTICIPATION DU PUBLIC A L'ÉVALUATION DES POLITIQUES DÉPARTEMENTALES D'ASSAINISSEMENT

David BOUHERET Conseil général du Val de Marne (D.S.E.A.)

Immeuble Thalès, 25 rue Olof Palme, 94000 CRETEIL.

Tél : 01.49.56.86.66. Fax : 01.49.56.87.99. Adele : ded.dsea@cg94.fr

Résumé

Dans un contexte de compétence partagée et interdépendance forte des systèmes d'assainissement le Conseil général du Val de Marne a pris l'initiative d'engager une démarche d'élaboration concertée du schéma directeur départemental d'assainissement.

Cette démarche qui place l'usager au centre de la préoccupation du service public d'assainissement doit en outre permettre la mise en œuvre des conditions nécessaires au respect des objectifs réglementaires.

Ayant vocation à s'intégrer dans un schéma de développement du Val de Marne le Conseil général a choisi de construire de façon partenariale ce schéma directeur d'assainissement et d'en faire un outil permanent d'évaluation de la situation.

Les règles proposées pour permettre le bon déroulement de la participation de tous les partenaires sont une garantie d'écoute et de prise en compte des expressions ainsi qu'une restitution des contributions en totale transparence. A cet effet un intervenant externe sera mandaté pour l'accompagnement de la démarche et l'organisation du recueil et de la restitution de l'expression des partenaires vis à vis de trois enjeux que sont le service à l'usager, la préservation du milieu naturel et la maîtrise du système d'assainissement.

Véritable exercice de participation active cette démarche contribuera à mobiliser les val de marnais pour la protection de cette ressource, richesse d'un département que l'on qualifie de département de l'eau et plus largement pour les faire participer à l'élaboration du grand projet de schéma de développement du département pour mieux vivre en Val de Marne.

1. Le domaine de l'intervention

Une des ambitions de l'université de l'eau et en particulier de ces treizièmes journées Science et Technique de L'Environnement est de créer un lieu d'information et d'échange autour du thème de l'eau et de l'environnement.

La dernière demi-journée est traditionnellement une ouverture sur les pratiques moins techniques que les précédentes, faisant ainsi le lien entre les étudiants, les professionnels.

La présente communication s'inscrit dans le thème choisi « Participation du public dans les choix en matière de gestion de l'eau » et concerne l'aspect particulier de présentation du projet engagé par le Conseil général du Val de Marne pour la construction d'un schéma directeur départemental d'assainissement. Bien que la communication porte sur le dispositif

d'élaboration conjointe de ce document, il est nécessaire de présenter le contexte général de la démarche engagée avant de se pencher sur les notions d'évaluation, de concertation ou participation du public. Enfin cette démarche procédure étant dans une phase de lancement les perspectives d'avancement seront évoquées.

2. Rappel de l'objet de la démarche et de son contexte d'élaboration

L'engagement de cette démarche a été validé par l'exécutif départemental à l'unanimité, au cours de sa séance du 22 octobre 2001.

Le schéma qui en sera issu se veut être un outil permettant de répondre aux problèmes liés à l'eau dans la ville, notamment les aspects de la prise en charge des effluents et leur « conditionnement » pour les restituer au milieu naturel.

Le contexte d'élaboration d'un schéma directeur départemental d'assainissement en Val-de-Marne est soumis à un renforcement des textes réglementaires et une exigence accrue des populations en matière de cadre de vie, d'environnement et de qualité de service. Elle intervient aussi dans un contexte particulier de compétence partagée, d'interdépendance forte entre les différents acteurs et de complexité et de mise en œuvre des solutions.

Afin d'appréhender la teneur du projet d'élaboration du schéma directeur départemental d'assainissement (S.D.D.A.) il convient de dresser un rapide tableau de ce contexte particulier au Val de Marne.

2.1 Les textes réglementaires

Le respect de la réglementation en vigueur est une condition sine qua none de toute action publique. Les éléments qui doivent être intégrés dans ce processus d'élaboration sont les suivants :

La compétence partagée en matière d'assainissement, issue de la loi de 1964 portant réorganisation de la région parisienne a été confirmée par un arrêt du Conseil d'Etat en Juin 2001.

Le périmètre d'agglomération, au sens de la loi sur l'eau de 1992, a été défini par arrêté en Octobre 2000. Ce périmètre comprend l'ensemble de la zone centrale Ile de France, soit le territoire des quatre départements qui constituent le Syndicat Interdépartemental d'assainissement de l'agglomération parisienne (S.I.A.A.P.) auquel s'ajoute le territoire d'action de quelques syndicats intercommunaux à vocation d'assainissement liés au SIAAP.

La programmation de l'assainissement est définie réglementairement aux articles 16 et 17 du décret de juin 1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées. Ce texte prévoit que le programme d'assainissement est élaboré conjointement, adopté dans les mêmes termes par les différentes communes composant l'agglomération et comprend un diagnostic du système d'assainissement existant et l'indication des objectifs et moyens à mettre en place.

L'arrêté d'objectifs de réduction des flux, prévu dans le même décret, qui précise les objectifs minimaux à prendre en compte est en cours de mise au point par les services de la mission interservice de l'eau sur la base de l'étude dite « Etude zone centrale » réalisée en 1996 et 1997.

La difficulté réside essentiellement dans la décomposition par maîtres d'ouvrage et par milieux dans une configuration de réseau fortement dépendante des objectifs généraux.

Enfin il est important de considérer que la notion d'assainissement telle que définie dans les textes ne considèrent pas les eaux strictement pluviales qui sont soumises à d'autres textes, en particulier le code civil. Néanmoins le Conseil général du Val de Marne a souhaité intégrer cette problématique dans la cadre de la démarche engagée.

Il convient à ce titre de noter qu'un arrêté préfectoral de juillet 2000 prescrit la réalisation d'un plan de présentation des risques (P.P.R.) par ruissellement des eaux sur 24 des 47 communes du département.

2.2 Positionnement de l'action engagée

Les approches du type « programmation de l'assainissement » existent en Val de Marne sous la forme de « Programmes de travaux » à l'échelle des communes établis à l'issue des traditionnelles « études diagnostic » auxquelles s'associe le Département à la demande des communes ou sous la forme de « schémas directeurs » s'attachant sur la base d'études spécifiques à l'amélioration, au développement d'un patrimoine élaborés par un maître d'ouvrage.

L'engagement du Conseil général dans une telle démarche d'élaboration concerté d'un schéma directeur départemental d'assainissement se fonde sur un certain nombre de constats et sur la volonté de défendre un certain nombre de valeurs.

La recherche nécessaire d'une performance collective

En premier lieu il s'avère que la performance de chaque maître d'ouvrage est limitée par une approche indépendante qui a prévalu notamment en phase de création de service d'assainissement et de rattrapage des retards d'équipements liées à la pression urbaine. Sans pour autant mettre en cause les conditions d'exercice des missions, la mise en place d'outils tels que les observatoires de la qualité des milieux, l'autosurveillance de l'assainissement ou les démarches « qualité », met en évidence un problème de moyens d'action ou/et de limitation liée à une forte dépendance amont/aval.

Pour progresser la performance individuelle de chaque maître d'ouvrage ne suffit plus et il faut mettre en place les éléments d'obtention de la performance collective.

La justification de l'indépendance d'action par l'application des grands principes d'« absence de tutelle d'une collectivité sur une autre » ou de « subsidiarité », ne peut pas ou ne peut plus s'expliquer face à certaines situations qui perdurent et face à la dévalorisation de la notion de service public.

Un attachement à la notion de service public

En se modernisant et en recherchant une efficacité par une spécialisation dans les différents métiers le service d'assainissement, mais de façon plus générale le service public s'est éloigné de l'usager et de ses objectifs pour se retrancher sur ses modes opératoires soumis à des accusations d'absence d'efficacité, il en oublie sa vocation qui est, au-delà des notions de permanence et de neutralité, d'être proche des usagers.

L'« eau courante », synonyme de confort pour nos anciens, est devenue une réalité banale pour

nos enfants. Cette banalisation conduit parfois à des positions extrêmes qui visent à ne plus considérer l'eau comme une richesse ou comme un élément essentiel à la vie mais de plus en plus comme une marchandise. En conséquence le service de l'eau et de l'assainissement est assimilé, comparé ou considéré comme un « marché » pour des « consommateurs ».

Le législateur a exprimé le besoin d'inscrire dans l'article premier de la loi de 1992 sur l'eau que c'est « un bien commun de la nation ».

Il a confirmé dans une loi de solidarité sociale que l'eau est indispensable à la vie et l'importance pour chaque individu d'y avoir accès pour ses besoins élémentaires..

Le Conseil général du Val de Marne a marqué son attachement à ces valeurs et fait le choix d'assurer en régie la gestion du service public d'assainissement dont il a la compétence.

Une liberté de choix du mode de gestion

La liberté du choix de gestion d'un sous-système d'assainissement par un maître d'ouvrage n'est pas contradictoire avec une définition commune des objectifs à atteindre et un positionnement de chaque maître d'ouvrage par rapport à la nature et le niveau des actions à entreprendre dans le cadre du service public.

Dans cet objectif il est proposé une procédure en deux temps, la première visant à définir les objectifs et proposer un système d'évaluation pour permettre le positionnement de chaque maître d'ouvrage vis à vis du service public d'assainissement, la seconde, nécessairement avancée avant la conclusion de la première, pour finaliser un programme d'actions quantifié et qualifié.

Chaque collectivité aura ainsi le loisir de définir un « projet de service » qu'il assurera, en régie ou qu'il confiera à un prestataire, sur la base d'un contrat d'objectifs et non sur la seule base d'un contrat de moyens.

Forme concertée d'élaboration

Au-delà de l'imposition par les textes d'une « élaboration conjoint » « et d'une adoption » dans les mêmes termes » qui à eux seuls imposent une communication entre les différentes entités compétentes de l'agglomération, il est apparu indispensable d'impliquer chaque intervenant du parcours des effluents urbains dans l'identification des problèmes et dans la recherche des solutions. En effet le positionnement des acteurs a, dans la « réalisation » (rattrapage des retards puis modification structurelle du réseau), conduit à une indépendance (absence de tutelle d'une collectivité sur une autre). Le manque de précision dans le partage des compétences a conduit à une difficulté, voire une impossibilité de contrôle accentuant cette évolution insuffisamment coordonnée tout en considérant une progression du service d'assainissement mais enfermant les uns et les autres dans des fonctionnements stéréotypés. Bien que globalement source de progrès « individuel » pour chacune des structures la situation de fait créée devient réductrice et inadaptée à l'atteinte des objectifs réglementaires ou à la satisfaction des aspirations des Val de Marnais.

Une intégration de l'action dans un contexte global

Si la notion de gestion intégrée de l'eau n'est plus aussi étrangère à notre mode de pensée

il convient également de considérer que c'est la gestion de la cité qui se doit d'être intégrée et pas seulement chaque approche sectorielle. « L'administré-citoyen » ne veut pas se voir imposer des choix et attend de la « puissance publique » qu'elle ménage tous les aspects de la vie de la cité.

L'appréciation du « mieux-vivre » de nos concitoyens fait l'objet d'une évaluation globale mais aussi une approche sélective.

Les effets induits sur l'eau mais aussi sur tous les aspects de l'environnement voire sur le social dans le cadre du développement durable de toutes les approches sectorielles doivent être traités.

2.3 Le contenu du projet Val de Marnais

Dans un cadre réglementaire aux contours qui se précisent avec les différentes lois sur l'eau, il semble qu'il y ait un accord sur ces principes généraux :

La préoccupation des Val de Marnais est d'obtenir une réponse claire aux interpellations des services publics. La responsabilité des maîtres d'ouvrage est d'examiner les conditions de fonctionnement pour répondre à cette attente

L'accord sur les principes généraux d'action permet d'engager le processus pour obtenir un accord sur les enjeux et les objectifs à atteindre. Une fois cet accord concrétisé, la volonté affichée par les maîtres d'ouvrage d'atteindre les objectifs les conduiront à mettre en place les conditions de la réussite.

Pour la prise en compte des problèmes aux différentes échelles sur la base de considérations générales, le Conseil général a proposé de réfléchir autour de trois enjeux de la mission « Service d'assainissement », d'amont en aval :

- Le service à l'utilisateur
- La maîtrise du système d'assainissement
- Le milieu naturel

Afin d'aborder le maximum d'aspects sinon tous les aspects permettant d'éclairer le débat il a été proposé d'adjoindre à chaque enjeu un système d'évaluation composé de critères principaux et d'indicateurs qu'il conviendra de quantifier dans le cadre de la définition des objectifs.

3. Le système d'évaluation associé

L'évaluation de l'action publique est devenue une réalité prévue par la réglementation dans le cadre des rapports annuels d'exercice des missions de service mais aussi, et sans doute avant tout, parce qu'il s'est développé une méfiance vis à vis des élus et de l'administration dont l'image s'est globalement ternie, qui sont jugés moins proches.

L'évaluation en matière de solution ou en matière de programmation de l'assainissement est une approche qui s'est développée au cours des années. A titre d'exemple on peut considérer la proposition faite, dans le cadre de l'étude zone centrale, d'analyse multicritères des solutions proposées :

	Critère	Pondération
Performance (40)	Performance environnementale	25
	Flexibilité de fonctionnement	15
Nuisance et contraintes (30)	Nuisances d'exploitation	15
	Contraintes d'implantation	10
	Nuisance de construction	5
Economique(30)	Capacité d'implantation progressive	10
	Coût d'exploitation	10
	Niveau annuel d'investissement reporté sur 15 ans	10
TOTAL		100

*Tableau 1 :Liste des critères et des pondérations
appliquées dans l'étude " Zone Centrale "*

Un autre exemple d'évaluation proposé est celui utilisé par le département de la Seine-Saint-Denis pour leurs ouvrages :

	Critère	Pondération
Performance(30)	Réponse besoin hydraulique	10
	Rendement hydraulique	10
	Fiabilité	10
Environnement (30)	Impact visuel	15
	Moindres besoins d'ouvrages communaux	10
	Impact d'exploitation	5
Faisabilité (20)	Disponibilité immédiate du site	15
	Contraintes de réalisation	5
Coût (20)	Investissement	15
	Fonctionnement	5
TOTAL		100

*Tableau 2 :Liste des critères et des pondérations
appliquées par les services de Seine Saint Denis*

L'utilisation d'analyses multicritères est dans les deux cas similaires : chaque solution est classée pour chaque critère dans un ordre décroissant avec attribution d'un nombre de points en fonction de la place obtenue, avec, ou non, une « prime » au premier et une absence d'égalité de place.

Ce type d'analyse a fait ses preuves et permet d'engager un réel débat entre les différents intervenants qui sont d'accord sur un niveau d'objectif, une performance à atteindre.

Elle sera tout à fait utilisable sous une forme ou sous une autre, dans le cadre de l'élaboration d'un programme d'action.

La démarche engagée par le Conseil général du Val-de-Marne se situe plus en amont car elle vise à définir, dans cette première étape, la performance à atteindre en matière d'assainisse-

ment, mais par extension la performance en matière de cadre de vie dans un projet de développement du Val-de-Marne.

Pour ce faire, nous avons proposé une gamme de critères assortis d'indicateurs. Parfois quand ils sont réglementaires (cas du milieu naturel) nous avons indiqué le niveau minimal à atteindre, mais ils sont en général vis à vis des destinataires du service à déterminer conjointement quand ils n'ont qu'un caractère d'engagement des maîtres d'ouvrages.

Sur la base d'une étude fondée sur des renseignements aussi fiables que possible, une coordination des maîtres d'ouvrages permettrait l'élaboration d'un contrat d'objectifs que l'on pourrait assortir d'un programme d'action sur la base duquel une consultation du public pourrait s'engager.

Cette approche est tout à fait envisageable et constitue pour le Conseil général un seuil minimal à atteindre pour avancer vers l'adoption d'un programme d'assainissement en termes identiques par les différentes collectivités.

A cette approche très conceptuelle il est envisagé, pour illustrer concrètement les engagements mais aussi pour se rapprocher de la préoccupation de l'usager, une approche territoriale par secteurs, au nombre de 5 constitués par groupement de bassins versants hydrauliques naturels ou artificiels, aussi homogène que possible.

Cette approche par secteur doit permettre à chaque intervenant du processus d'avoir accès aux informations qui l'intéresse tout en permettant un regard à différentes échelles, du particulier au général et du général au particulier. Elle doit également avoir cette vertu de permettre à chacun de se positionner par rapport à la mission assainissement et par rapport aux autres acteurs.

Les différents critères et indicateurs sont définis dans les tableaux 3, 4 et 5 ci-dessous. Certains liens existent entre les différents critères puisque la maîtrise du système d'assainissement à vocation d'une part à satisfaire les conditions de service à l'usager et d'autre part celles liées à la préservation ou la reconquête des milieux.

Cette décomposition traduit en outre la volonté d'affirmer les conditions d'exercice de la mission d'assainissement au-delà du seul résultat attendu. Les critères entrant dans un diagnostic environnemental ou ceux inhérents à une démarche de développement durable bien que souhaitables n'ont été que très partiellement ébauchés à ce stade de la proposition.

La construction partenariale du schéma directeur permet l'intégration de tels critères et il faudra évoquer, au-delà des niveaux d'objectifs à atteindre, la priorité accordée à chacun d'eux et les échéances fixées. La vigilance s'impose pour rester dans un contrat d'objectif. L'évaluation du programme d'actions et des moyens nécessaires tant pour mettre en place et pérenniser les outils d'évaluation de la situation val de marnaise que pour atteindre les objectifs poursuivis dans les conditions fixées est un des facteurs de réussite.

La progressivité semble un gage de réussite.

Critères	Indicateurs	Niveaux visés
U1 : Relation avec les usagers	Sources d'identification des services d'assainissement Organisation de l'accueil des usagers Délai moyen de traitement d'une demande Publicité donnée aux travaux ou interventions réalisées par les gestionnaires	
U2 : Contrat, branchements, déversements, facturation	Sources d'informations disponibles	Document clair et précis sur toutes ces questions
U3 : Dysfonctionnement du réseau public d'assainissement	Nombre de plaintes avérées provoquées par le réseau public sur les domaines publics et privés (inondations, odeurs, évacuation déficiente) et motifs	
U4 : Nuisances la voie publique	Nombre de plaintes annuelles enregistrées pour nuisances diverses sur la voie publique et motifs	
U5 : Prix de l'assainissement	Taux d'évolution du coût de l'assainissement	Adapter la pression financière aux exigences de niveau de service attendu par l'usager
U6 : Environnement	Nombre de plaintes déposées par an et par secteur	

*Tableau 3 :Système d'évaluation du « service à l'usager »
proposé dans le SDDA*

Critères	Indicateurs	Niveaux visés
S1 : conformité des réseaux	Taux de collecte	Supérieur à 80 % globalement à l'échelle du territoire Départemental
S2 : conformité des flux entrants dans le réseau d'assainissement	Conventions avec industriels + Syndicats + collectivités limitrophes Nombre de contrôles par an	40 % des flux contrôlés à échéance 5 ans 70 % des flux contrôlés à échéance 15 ans
S3 : Lutte contre les inondations	Débordement sur chaussée	Absence de débordement pour une pluie décennale généralisée
S4 : maîtrise des débits EP	Surfaces annuelles nouvellement urbanisées ou restructurées	Taux d'apports compatibles avec la capacité des réseaux existants.
S5 : maintenance du patrimoine		
S5a : connaissance, cartographie	Documents descriptifs du patrimoine et de sa gestion	Maintien à jour de la base cartographique
S5b : préservation, réhabilitation	Coût global de remise à niveau du patrimoine/budget annuel d'investissement Autres indicateurs restant à préciser	Assurer la pérennité du patrimoine
S6 : exploitation		
S6a : maîtrise du transfert et du contrôle des effluents	Fréquence des rejets Surcharges hydrauliques lors des orages et en période de crue	Aucun rejet par temps sec Utiliser la pleine capacité des ouvrages pour limiter les inondations et la pollution dans le milieu naturel
S6b : gestion des dysfonctionnements	Nombre d'interventions par an et par tronçon,	Registre d'anomalies Adapter les interventions de curage pour minimiser les nuisances
S6c : sécurisation des interventions en réseau	Nombre d'incidents	Zéro incident provoquant des incapacités physiques
S6d : capacité de réaction face à une alerte à la pollution	Délai maxi de réaction après l'alerte	Délais ajustés pour prévenir toute perturbation majeure des usages de l'eau
S7 : Maîtrise des coûts	Coût annuel d'exploitation	Base de référence des coûts

Tableau 4 : Système d'évaluation de la « Maîtrise du système d'assainissement » proposé dans le SDD

Critères	Indicateurs	Niveaux visés
M1 : Rejets polluants provoquant des impacts nuisibles dans le milieu naturel	Nombre de PV établis, origine de la pollution et conséquence	Respect de l'Arrêté d'objectif à venir
M2 : Qualité de la Seine et de la Marne	Non satisfaction des usages associés à l'AEP, la faune et la flore	Respect des critères de l'étude zone centrale
M3 : Qualité et renaturation des petits cours d'eau	Classe de qualité, SEQ-eau	Respect des critères retenus dans les études d'aménagement global par cours d'eau
M4 : Qualité des plans d'eau et des nappes	Niveaux de qualité à l'aide d'indicateurs physico-chimiques et biologiques	Respect des normes imposées par la DRAF

Tableau 5 : Système d'évaluation de la « Préservation du milieu naturel » proposé dans le SDDA

Au delà d'un choix de niveau minimal, d'un niveau optimal voire d'un niveau maximal pour lequel chacun des partenaires est prêt à s'engager il conviendra en fonction des différents scénarii, d'appliquer des pondérations afin de « classer » et choisir parmi les différentes solutions envisagées. D'autres critères tels que ceux liés aux conditions de mises en œuvre des solutions seront sans doute nécessaires pour des choix particuliers de solution répondant aux engagements minimaux du contrat d'objectif découlant de la démarche.

4. Élaboration concertée et participation du public

Le contexte réglementaire n'impose pas de consultation du public pour un programme d'assainissement. Celui-ci doit néanmoins être en accord avec les autres documents (SDAGE et SAGE en particulier) qui ont été ou sont soumis à l'avis de diverses instances représentatives (conseils généraux et comité de bassin entre autres).

Dans le cadre de la traduction du programme d'assainissement dans les plans locaux d'urbanisme (PLU), qui ont été substitués aux plans d'occupation des sols (POS), une partie sinon la totalité du « programme » est soumise à consultation dans le cadre de l'enquête publique d'approbation.

Dans le projet d'élaboration du schéma directeur départemental d'assainissement le Conseil général a affiché d'une part une volonté d'élaboration concertée et d'autre part une décision de placer l'utilisateur au centre de la réflexion sur les objectifs.

Une nécessité pour la démarche

L'utilisateur est en premier lieu, à l'amont, le premier intervenant de la chaîne de prise en charge des effluents avant leur restitution au milieu naturel. Il apparaît normal de passer avec lui un

« contrat de service » définissant les conditions de prise en charge de ses effluents. Il est en second lieu un usager de l'espace public et en particulier du milieu aquatique pour un usage qu'il convient de maintenir, de développer ou de restaurer dans certains cas.

Enfin l'utilisateur direct ou indirect du service d'assainissement est un électeur-contribuable qui donne un mandat électif à des représentants dont il finance l'action avec ses contributions directes ou indirectes.

La volonté de l'exécutif départemental est que ce projet soit un projet partenarial de construction d'un schéma directeur départemental d'assainissement qui s'inscrira dans une perspective de développement du département.

La forme adoptée, visant à quantifier les objectifs et à assurer un suivi, traduit la vocation de cette démarche à pérenniser ce partenariat, c'est à dire à tenir à jour régulièrement un tableau de bord, constat de la situation par rapport à la situation observée et aux objectifs affichés et à associer les Val de Marais et les partenaires externes concernés à l'analyse des résultats enregistrés.

Participation indispensable

Une participation du plus grand nombre est jugée indispensable pour :

- Connaître les attentes des Val de Marais vis à vis du niveau d'objectif à atteindre et estimer avec eux le prix qu'ils y accordent dans un contexte de maîtrise de coût
- Transformer le public spectateur en acteur de l'assainissement, à même de modifier son attitude, et aussi atteindre le niveau de performance souhaité
- Enrichir le projet et pérenniser la démarche par un engagement dans le choix des solutions et dans une connaissance plus précise de la réalité de terrain.

Il apparaît nécessaire de sortir des schémas classiques de solutions du type « réglementation/police » ou « réalisation d'ouvrages publics palliatifs » dont la portée, mais aussi la faisabilité, est limitée. Pour cela il faut donner aux citoyens une image claire de la situation, de leur place mais aussi de la place de chacun et partager les résultats obtenus.

Identification des partenaires

Il convient pour mener à bien un tel projet d'identifier les partenaires et la nature des partenariats à établir, c'est à dire de définir très clairement les règles.

Un certain nombre de partenaires est facilement identifiable : il suffit pour cela de procéder à un tour d'horizon parmi :

- les services publics d'assainissement communaux, syndicaux ou communautaires, départementaux ou interdépartementaux
- les services publics de production et distribution d'eau
- les services ayant en charge un aspect de contrôle, de conseil ou d'assistance et d'aide

- les usagers institutionnels ou associatifs de l'eau, utilisateurs du milieu naturel à des fins économiques ou de loisirs, ayant un besoin d'eau en terme de ressource ou produisant des effluents spécifiques pouvant altérer celle-ci
- les citoyens ne rentrant dans aucune de ces catégories ou dans plusieurs, qui s'intéressent à la problématique de l'eau sous au moins de ses aspects ou qui ont un intérêt pour un aspect en liaison avec l'eau ou avec la technique déployée autour de l'eau.

Chaque partenaire a une perception particulière de la situation ainsi qu'une approche spécifique et une facilité d'expression qu'il convient de prendre en compte.

Forme d'expression et prise en compte

Si on peut à loisir définir des catégories de partenaires le problème n'est pas tant dans une classification mais dans la « place » que l'on réserve à celui qui s'exprime. La règle proposée par le conseil général tient en deux termes :

- Écoute et prise en compte
- Restitution et transparence

Le Conseil général souhaite s'engager pour permettre l'expression de quiconque souhaite apporter un élément à la construction de ce projet et assure de la prise en compte de cette expression, c'est à dire de ne pas assurer de censure

Il s'engage également à faire une restitution de l'ensemble des avis émis qu'il soumettra à tous les partenaires. Néanmoins cette restitution ne sera pas une compilation d'avis mais une synthèse permettant d'avancer dans l'élaboration du schéma directeur départemental d'assainissement (*Figure 1*).

Pour ce faire et ce, en toute transparence il a choisi de confier une mission à un intervenant externe afin de :

- Conserver une sérénité aux débats
- Échapper aux accusations partisans
- Garantir la transparence et une restitution objective

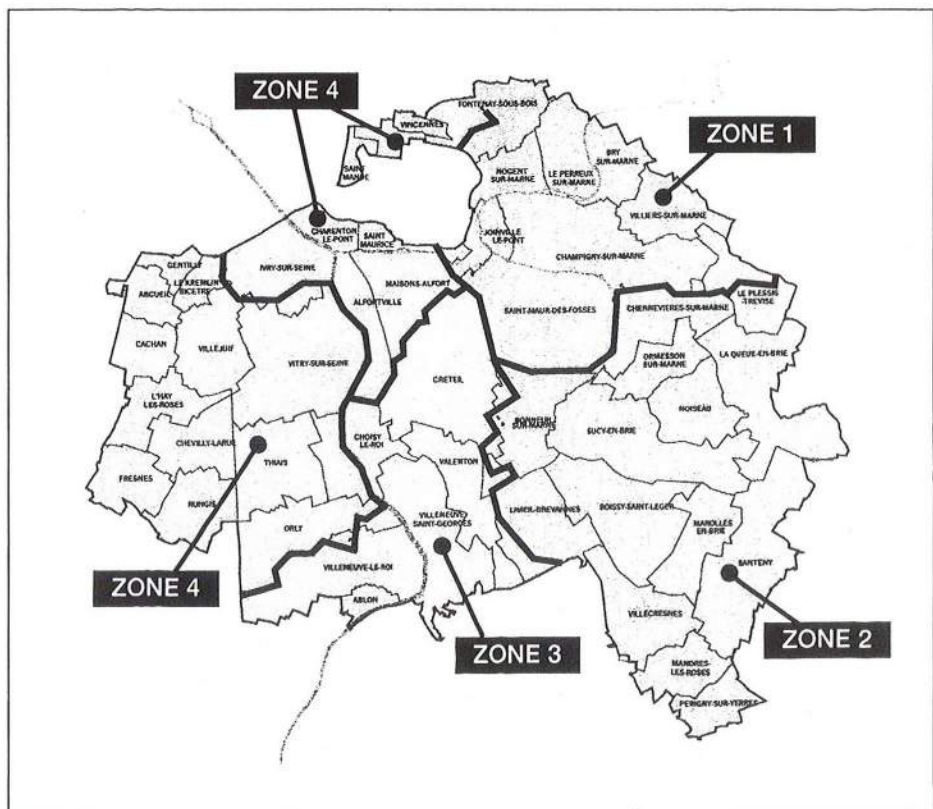
Le traitement de l'information soulève encore à ce jour deux natures de questions qui sont la validité de l'expression et la représentativité de l'expression pour chaque partenaire.

- Les niveaux de préoccupation ou de réflexion des différents partenaires sont divers et la volonté d'intégrer la réflexion dans un contexte de développement du Val de Marne va contribuer à élargir le débat à d'autres domaines : comment dans ses conditions évaluer une expression et l'écho qu'elle peut recevoir auprès des partenaires ? A ce jour nous n'avons que la solution de l'expertise technique et de la traduction de leur impact dans les grilles d'évaluation proposées.

5. État et perspectives d'avancement de la démarche

Le Conseil général met en place les conditions de réussite de la démarche engagée dans un contexte peu favorable à la sérénité des débats du fait des échéances électorales et de la période

Enfin la concertation interne aux services départementaux qui auront en charge la mise en œuvre du programme d'actions dans le respect des contrats d'objectif, démarre dans les prochains jours.



115

6. Conclusion

Malgré une expérience d'élaboration concertée cette démarche est par la forme qu'elle revêt une première expérience pour le Conseil général du Val de Marne et sans doute pour l'ensemble des partenaires qui s'y associeront.

Elle part d'un engagement fort sur des valeurs de service public au service des usagers et sur une volonté de répondre aux questions des val de marnais.

Elle est la manifestation d'une volonté de clarifier les objectifs poursuivis si possible conjointement et d'apporter des réponses aussi claires que possible aux attentes des val de marnais dans le cadre d'un schéma de développement du département.

Le choix fait quant au mode opératoire peut être jugé lourd et sans doute certains engagent-ils des paris sur les résultats que nous obtiendrons.

La particularité de la situation Val de Marnaise peut conduire à trouver d'autres solutions plus radicales pour améliorer la situation et à proposer une modification organisationnelle de l'assainissement en supprimant des niveaux de compétence, ou en créant un service unique pour l'agglomération. C'est peut être la solution mais celle-ci ne peut être, pour le Conseil général, évoquée qu'après un débat démocratique dont la démarche d'élaboration du schéma directeur départemental peut être un pilier.

LA PARTICIPATION A L'ECHELLE DES BASSINS VERSANTS. LE CAS DES S.A.G.E.

Gilles HUBERT, CEREVE (ENPC-ENGREF-UPVM),
6 et 8 av. Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne la Vallée Cedex 2.
Tél : 01.64.15.36.36. Fax : 01.64.15.37.64. Adele : hubert@cereve.enpc.fr

Résumé

Le Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE), procédure de planification née de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, est souvent mis en exergue pour son caractère participatif. L'élaboration d'un SAGE est en effet confiée à une entité spécifique appelée Commission Locale de l'Eau (CLE) réunissant différents types d'acteurs concernés par la gestion de l'eau à l'échelle du territoire d'application de la procédure : les collectivités territoriales, les administrations compétentes et les principaux usagers de l'eau et des milieux aquatiques. L'objet de cet article est de s'interroger sur les formes de participation qui s'expriment à l'occasion de l'élaboration d'un SAGE, en procédant à une analyse globale de différentes situations rencontrées sur le terrain. Auparavant, nous replacerons la question de la participation dans un cadre général, celui des politiques publiques puis des politiques de l'eau, afin de préciser ce que recouvre cette notion.

1. La participation, une activité en plein essor

Depuis plus d'une vingtaine d'années, on assiste au développement de la participation du public aux décisions d'aménagement. L'importance progressivement accordée à cette activité se traduit par la mise en place de procédures de concertation et de consultation qui invitent officiellement le citoyen à prendre part aux débats concernant des décisions publiques. Les procédures participatives qui apparaissent sur la scène de l'action publique ne relèvent pas d'une génération spontanée. Elles ont généralement été octroyées par la puissance publique au terme de conflits notables sur l'environnement, sur l'usage des espaces ou des ressources naturelles, ou encore à la suite de violentes contestations concernant des projets d'aménagement imposés par l'Etat. Cécile Blatrix (2000) parle de concessions procédurales faites par l'Etat aux citoyens pour renforcer la légitimité de son action.

Certains chercheurs voient dans le développement de la participation une nouvelle méthode de gouvernement ou une nouvelle règle du jeu politique. Un parallèle est souvent établi entre l'émergence de la participation et la crise des modèles traditionnels de l'action publique. Ainsi les pouvoirs publics, de moins en moins capables d'imposer et de contraindre, seraient désormais amenés à privilégier la négociation et la persuasion afin d'obtenir l'adhésion des gouvernés (Muller, 1998). Pour faciliter l'acceptation des décisions, pour permettre des ajustements plus rapides et d'une certaine manière pour améliorer l'efficacité et les performances de son action, l'Etat est conduit à organiser des processus de décision dans lesquels les citoyens se trouvent associés.

Au delà des obligations légales en matière d'information et de consultation du public (on pense à l'enquête publique par exemple), l'évolution en matière de participation se concrétise à travers la multiplication des chartes, des conventions, des partenariats en tous genres et via la création de dispositifs particuliers permettant de réunir localement différentes catégories d'acteurs concernés par un projet d'aménagement.

Le tableau 1 répertorie les principales étapes qui marquent une institutionnalisation de la participation du public.

Références	Remarques
Décret du 6 juin 1959	Mise en place de l'enquête publique précédant la déclaration d'utilité publique.
Décret du 14 mai 1976	Amélioration des conditions matérielles de réalisation des enquêtes publiques.
Loi du 10 juillet 1976	Développement du contrôle du public via le principe de publicité des études d'impact sur l'environnement.
1979	Expérimentation de l'audition publique en France (non concrétisée dans un texte législatif).
Loi du 12 juillet 1983	Démocratisation des enquêtes publiques pour en faire un véritable outil de participation et d'information.
Loi du 6 février 1992	Instauration des commissions consultatives des services publics locaux exploités en régie directe ou délégués.
Circulaire du 15 décembre 1992	Institution du débat public en amont de l'enquête publique pour les grands projets nationaux d'infrastructures.
Loi du 2 février 1995	Mise en place de la commission nationale du débat public, chargée de définir les modalités d'organisation de la concertation à l'occasion de grands projets.
Loi du 27 février 2002	Développement de la démocratie de proximité via la création des comités de quartier et le renforcement du rôle des commissions consultatives des services publics locaux.

Tableau 1 : Chronologie d'apparition de la participation dans les politiques publiques

Si la participation se développe effectivement, il n'en demeure pas moins utile de préciser ce que recouvre exactement le terme. La figure 1, empruntée à Jean-Marc Dziedzicki (2000), met bien en évidence le coexistence de différents modes de participation du public. Elle apporte également des précisions sur le terme même de « public ». Elle montre que l'influence du public sur les décisions (le contenu d'un projet, sa réalisation effective, son abandon,...) apparaît inversement proportionnelle au nombre de personnes impliquées. On peut adopter ce point de vue dans le cas des situations non (ou peu) conflictuelles (un nombre important d'individus manifestant contre un projet peut entraîner son abandon ou un report de la décision), ou encore lorsque l'on considère la participation du public dans le cadre des

procédures ad hoc. Ainsi, dans le cas d'un débat public organisé localement à l'occasion d'un projet par exemple, la participation prendra la forme d'une consultation et/ou d'une information du public. En revanche, on verra apparaître de la concertation voire de la négociation si des relations bilatérales sont instaurées entre un nombre d'individus restreint et les pouvoirs publics (décideurs finaux). L'instauration de ce type de relations suppose bien entendu l'existence de structures délibératives au sein desquelles sont rassemblés différents acteurs dont la légitimité d'intervention est reconnue.

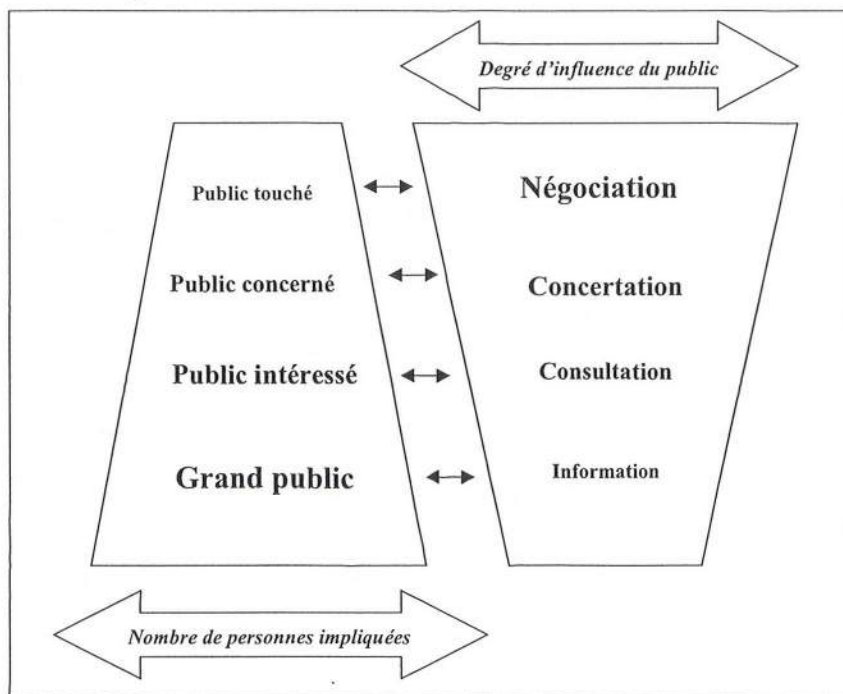


Figure 1 : Les différents modes de participation (source : Dziedzikiy, 2000)

En somme, la participation du public aux choix de projets semble être désormais admise comme une activité normale dans un processus de décision. Elle est institutionnalisée de différentes manières que l'on peut regrouper en deux grandes familles d'instruments :

- Les procédures d'information, de débat et de consultation qui interviennent dans le cas des grands projets d'aménagement et d'infrastructure. Le public, au sens large, est ici invité à prendre connaissance des projets et souvent à formuler un avis (dont le maître d'ouvrage peut ou non tenir compte).
- Les procédures de concertation et de négociation qui donnent lieu à la création de forum délibératifs au sein desquels les projets sont élaborés. La notion de « public » prend alors un sens différent. Seules certaines catégories d'acteurs sont associées à la prise de décision. Il s'agit par exemple de groupes d'intérêts et d'associations d'usagers.

2. Le domaine de l'eau, un terrain d'expérimentation privilégié pour les dispositifs de participation

Depuis fort longtemps, la gestion de l'eau constitue un domaine d'action partagé et différents dispositifs de participation ont été mis en place à divers échelons territoriaux. Ils permettent de regrouper de multiples acteurs au sein de structures qui ont soit un rôle uniquement consultatif ou un rôle décisionnel.

Il existe différentes catégories d'organismes consultatifs dans le domaine de l'eau. Le plus connu est le Comité National de l'Eau qui rassemble au niveau central des représentants des ministères concernés par la gestion de l'eau, des usagers, des collectivités territoriales et des personnalités compétentes. Il est chargé de formuler des avis sur les orientations de la politique de l'eau ou les programmes d'intervention.

Les organismes délibératifs, dont la fonction est par exemple d'élaborer des projets de gestion de l'eau et des milieux aquatiques, voient leur existence liée à des procédures de planification. Ils sont l'expression d'une action publique territorialisée participative.

Chronologiquement, la première procédure qui a servi de support à ce type d'intervention est le contrat de rivière qui a été instauré en 1981. Cette formule contractuelle, orientée au départ sur les questions de lutte contre les pollutions, est devenue progressivement un outil de gestion globale des hydrosystèmes à l'échelle des bassins versants. La démarche, initiée généralement par les collectivités territoriales et parfois par les services déconcentrés de l'Etat, repose sur la mise en place d'un comité de rivière qui regroupe des élus locaux, des administrations et des usagers dans le but d'élaborer un programme d'intervention pluriannuel et multi-objectifs. A cet égard, les pratiques constatées sur le terrain en matière de concertation mettent en évidence plusieurs usages possibles du contrat de rivière, depuis des arrangements directs entre l'Etat et les élus locaux jusqu'à une construction plus collective des projets (Salles et Zélem, 1997 – Hubert, 2001). Les formes d'apprentissage d'une gestion de l'eau de type communautaire restent modestes du fait même des objectifs des contrats de rivière, à savoir le financement d'actions publiques de maîtrise d'ouvrage. La mise en œuvre d'un contrat de rivière induit d'abord des accords de partenariat entre les financeurs institutionnels (représentés par l'Etat et les agences de l'eau) et les collectivités territoriales (régions, départements, communes et structures intercommunales). Dans ce contexte, la participation des acteurs de la société civile (industriels, agriculteurs, associations d'environnement, de loisirs nautiques, de pêche) demeure marginale. Cette formule contractuelle, dont l'usage a été dans un premier temps consacré aux rivières puis étendu aux plans d'eau (contrats de lacs), aux zones humides (contrats de milieux) et aux zones estuariennes (contrats de baies), a toutefois permis la diffusion d'un nouveau modèle de gestion locale des hydrosystèmes expérimentant une certaine forme de participation. Elle a en sorte préfiguré ce que l'on peut observer avec les nouveaux outils de planification instaurés par la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 :

- Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Rivières (SDAGE), instrument de planification stratégique, qui fixe pour chaque grand bassin hydrographique (correspondant au territoire des organismes de bassin) les orientations fondamentales d'une gestion équilibrée de la ressource en eau et de l'ensemble des milieux aquatiques. Son élaboration et le suivi de son application ont été confiés au Comité de Bassin dont les pouvoirs et la légitimité ont ainsi été renforcés.
- Le Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE), instrument de planification opérationnelle, qui fixe au niveau d'unités hydrologiques ou hydrogéologiques

homogènes, des objectifs d'utilisation, de protection et de mise en valeur de la ressource et des milieux aquatiques. Son élaboration et le suivi de son application sont confiés à une Commission Locale de l'Eau, mise en place pour l'occasion.

Les trois procédures de planification, mentionnées dans cette section, ont certains points en commun. Les objectifs de la participation portent sur la construction de plans de gestion globale sur plusieurs années (5 ans dans le cas des contrats de rivière, 10 ans dans le cas des SDAGE et des SAGE). La participation est réservée à certaines catégories d'acteurs : élus, des services administratifs et des groupes d'intérêts organisés (associations d'usagers, organismes professionnels). Son degré d'ouverture à des catégories d'acteurs aux contours mal définis (les riverains, les habitants, les citoyens, le public...) reste limité. Son exercice donne lieu à des modes organisationnels particuliers (mise en place de commissions ou de groupes de travail thématiques ou géographiques) et à la valorisation de certaines fonctions (animation, médiation,...). La participation s'exerce sur un espace bien circonscrit qui correspond à un territoire institutionnel (celui des organismes de bassin pour les SDAGE) ou à un territoire de projet (celui du périmètre d'application d'un contrat de rivière ou d'un SAGE, qui peut coïncider avec une entité physique cohérente ou s'en rapprocher).

Aborder la question de la participation dans les processus de décision tels que ceux évoqués ici, nous conduit à distinguer deux phases : la préparation des projets et leur mise en œuvre. Cette distinction amène à identifier deux types d'entités actoriales aux pouvoirs séparés : d'un côté les instances délibératives et de l'autre les instances exécutives (maîtres d'ouvrage). Dans le cas du contrat de rivière, comme dans celui du SAGE sur lequel on reviendra dans la section suivante, les activités de participation et de concertation sont bien présentes durant l'élaboration des projets grâce à l'existence de comités ad hoc. En revanche, leur effectivité est plus incertaine lors de l'exécution des programmes décidés. Elle dépend de la pérennisation de ces forums délibératifs qui est loin d'être assurée. Dans les faits, aucune ressource n'est officiellement prévue pour faire vivre ces instances une fois les documents de planification approuvés. Il revient alors aux institutions qui assurent la maîtrise d'ouvrage des opérations de dégager des moyens pour pérenniser les lieux de débat et pour faire perdurer la dynamique de participation instaurée précédemment. Il s'agit soit d'un acte volontaire ou du résultat de la pression exercée par les acteurs de la société civile qui ont été impliqués dans l'élaboration des documents. Dans le cas du SDAGE, cette question ne se pose pas véritablement dans la mesure où le Comité de Bassin est une structure permanente dont la survie n'est pas liée à une procédure de planification.

3. L'exemple du SAGE

Le SAGE représente à l'heure actuelle la forme la plus aboutie de participation institutionnelle qui existe dans le domaine de l'eau. L'analyse qui suit a pour objet d'évaluer la teneur de cette participation (comment est-elle organisée ? qui prend part aux débats ? permet-elle l'implication de nouveaux acteurs,...). Elle repose sur une recherche réalisée par le CEREVE entre 1993 et 1996, pour le compte du Groupe Inter-Bassins¹, qui a donné lieu au suivi de six projets en cours d'élaboration et à une étude générale d'une vingtaine de situations (Hubert et Greff, 1996 - Hubert, 1998). Les conclusions de cette recherche

¹ Le Groupe Inter-Bassins est composé de représentants des 6 agences de l'eau et des 6 directions régionales de l'environnement représentant l'Etat au niveau du bassin (DIREN de bassin), de membres du conseil supérieur de la pêche et de la direction de l'eau au Ministère de l'écologie et du développement durable. Ce groupe, mis en place en avril 1992, a pour mission d'accompagner la mise en œuvre des procédures de planification (SDAGE et SAGE) et d'organiser un retour d'expérience. A ce titre, il finance des études et des recherches opérationnelles.

rejoignent d'ailleurs celles d'un travail plus récent mené sur douze autres projets (Allain, 2001). Avant d'examiner concrètement les formes de participation mises en évidence dans le cas des SAGE étudiés, il est nécessaire de rappeler rapidement les objectifs de cette procédure.

Le SAGE se présente comme l'outil privilégié d'une gestion équilibrée de la ressource en eau et des milieux aquatiques à l'échelle locale. Il s'applique à des contextes variés, tant du point de vue des milieux aquatiques considérés (rivières, nappes, plans d'eau,...) que des périmètres d'application (d'une centaine à plusieurs milliers de Km²). Il s'articule au SDAGE, établi à un échelon supérieur (celui des organismes de bassin), grâce à la mise en jeu des notions de compatibilité et de prise en compte. Mais contrairement à ce dernier, la mise en œuvre d'un SAGE n'est pas obligatoire. Elle est l'expression d'une volonté politique locale.

L'objectif d'un SAGE est d'établir puis de mettre en œuvre un plan de gestion de la ressource en eau et des milieux aquatiques à l'échelle d'un périmètre physique cohérent (unité hydrographique ou hydrogéologique) pour une période d'une dizaine d'année. Cet outil de planification est encadré par des textes juridiques (article 5 de la loi sur l'eau de 1992, décret d'application du 24 septembre 1992,...) qui sont accompagnés de guides méthodologiques pour aider les utilisateurs de la procédure à concevoir un projet répondant aux objectifs de la loi sur l'eau : favoriser une gestion équilibrée en conciliant la satisfaction des usages de l'eau et la préservation des milieux aquatiques. Ces documents d'encadrement apportent des précisions techniques sur la méthode d'élaboration à suivre. Ils spécifient également les étapes à franchir, ponctuées par une série d'actes administratifs (arrêté de périmètre d'application, arrêté de composition de la Commission Locale de l'Eau, arrêté d'approbation du projet). Ils laissent en revanche d'importantes marges de manœuvre aux utilisateurs en matière d'organisation de la participation.

Un projet de SAGE ne prend pas naissance ex-nihilo. Il est motivé par l'existence de conflits de gestion et/ou par la volonté de poursuivre des actions de gestion déjà engagées dans un autre cadre. Il émerge sur un territoire où préexiste un réseau d'acteurs qui va se consolider ou bien se réorganiser à l'occasion du projet. Ces éléments sont déterminants dans le choix du périmètre d'application dont la détermination résulte d'un savant compromis entre des critères physiques, institutionnels, socio-économiques et de faisabilité opérationnelle. Ils jouent également un rôle dans la composition de la Commission Locale de l'Eau (CLE), organe chargé d'élaborer le SAGE puis de suivre sa mise en œuvre. Mais celle-ci doit aussi répondre aux exigences de la loi, précisant le mode de désignation des membres et la répartition des sièges. La CLE doit ainsi être formée pour moitié d'élus locaux (issus des collectivités territoriales et de leurs groupements), pour un quart de représentants de l'administration (services de l'Etat, établissements publics administration dont l'agence de l'eau) et pour un quart de représentants des usagers (associations, organisations professionnelles).

Le choix des membres d'une Commission Locale de l'Eau fait bien entendu l'objet de débats en amont de l'arrêté qui fixe la composition de cette instance. Ces discussions préliminaires ont essentiellement lieu entre les administrations et les collectivités. Elles permettent de prédéterminer la composition des deux collèges correspondant. La faiblesse des discussions préalables avec les représentants des usagers et le monde associatif n'explique cependant pas à elle seule les difficultés rencontrées pour constituer ce collège. Celui-ci représente en fait une telle diversité d'acteurs qu'il s'avère difficile d'y intégrer l'ensemble des intérêts en présence. Seuls les groupes de pression déjà organisés, les associations les mieux structurées (pêche, protection de la nature) et les usagers les plus représentatifs sont alors associés. On peut ainsi remarquer que certaines catégories d'usagers (agriculteurs, industriels) sont souvent représentées par leurs organisations professionnelles (chambres d'agriculture, chambre de

commerce et d'industrie) qui de fait n'expriment pas nécessairement les points de vue locaux. On notera également que la taille du collège des usagers est très souvent définie après avoir d'abord déterminé celle du collège des administrations, ce qui contraint l'espace réservé aux usagers.

La CLE constitue un lieu de débat et d'arbitrage. Elle n'a aucune fonction de maîtrise d'ouvrage et ne peut donc pas prendre part directement au financement du projet (gérer un budget, recevoir des subventions, financer des études, rémunérer du personnel). Pour ce faire, il est nécessaire de désigner en son sein, ou de créer, une structure capable d'assurer ces missions. Les acteurs publics locaux font généralement preuve de pragmatisme à cet égard et confient ces missions à un maître d'ouvrage existant (syndicat intercommunal, syndicat mixte, entente interdépartementale). La création d'une nouvelle instance est exceptionnelle. Elle est généralement liée à la défaillance des collectivités en présence qui n'arrivent pas à se mettre d'accord sur le choix d'un opérateur unique ou qui ne s'entendent pas sur la répartition des recettes et des dépenses.

Comme on le voit à travers ces différentes remarques, les SAGE sont pilotés par les autorités publiques à qui revient généralement l'initiative d'engager ce type de projet. La situation de cogestion de l'eau, déjà établie entre les collectivités et l'Etat, se trouve confortée et la participation de nouveaux acteurs reste problématique.

Pour aller plus avant dans l'explicitation des formes de participation qui s'expriment durant l'élaboration d'un SAGE, il convient de s'intéresser à l'organisation et au fonctionnement de la CLE une fois mise en place. Cette instance dispose d'une grande autonomie pour s'organiser. Malgré tout, en comparant différentes commissions on voit apparaître un schéma d'organisation type, représenté à l'aide de la figure 2.

Légalement la CLE est présidée par un élu local, désigné officiellement lors de la première réunion qui formalise le démarrage de la phase d'élaboration, mais généralement choisi en amont (négociations préalables). Le président met en place autour de lui différentes cellules exécutives :

- Un bureau qui est composé du président et de membres des trois collèges (soit environ une douzaine de personnes). Il prépare les délibérations de la CLE, discute et valide les options qui sont prises.
- Un secrétariat qui est composé généralement de techniciens de l'administration et/ou des collectivités (trois à quatre personnes). Il prend en charge l'organisation des réunions et la rédaction des comptes-rendus, il prépare les cahiers des charges et les marchés des études, il assure le suivi régulier des investigations en cours.
- Des groupes de travail (thématiques ou géographiques selon les cas) qui sont constitués de membres des trois collèges de la CLE. Chaque groupe, animé par un membre du secrétariat technique et administratif ou un membre du bureau (dans ce cas il s'agit souvent d'un élu), est chargé de mener les réflexions sur un sujet ou sur un secteur géographique donné. Ces commissions sont parfois ouvertes à des acteurs qui ne sont pas membres de la CLE (experts, personnalités compétentes).

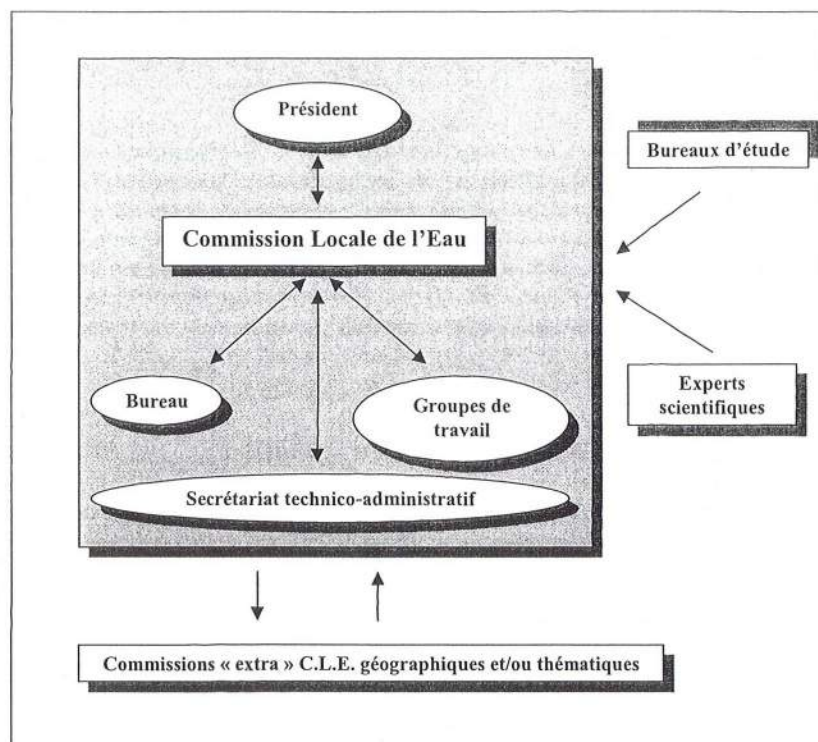


Figure 2 : Organisation type d'une Commission Locale de l'Eau

Si les décisions sont prises en réunions plénières (délibérations sur les objectifs, validations des étapes de travail, approbation du projet), dont la fréquence varie selon les cas (1 fois par trimestre ou 2 fois par an), le travail d'élaboration à proprement parlé est pris en charge par les différentes cellules exécutives. Le degré d'ouverture de la CLE à de nouveaux acteurs et la qualité de la participation peuvent donc être appréciés à ce niveau.

Parce que le contenu du SAGE est établi sur la base d'un état des lieux et d'un diagnostic de la situation, l'expertise scientifico-technique joue un rôle central dans le processus de décision. Les techniciens, qui ont la maîtrise de ces langages spécialisés, occupent donc une place dominante. La participation des non-experts aux débats dépend en partie des efforts de traduction des résultats des études dans des langages compréhensibles par tous. Cet enjeu, qui dépasse la simple question de l'accès aux informations, n'est pas nécessairement perçu comme tel sur le terrain. En revanche, l'intérêt d'animer le processus de décision et donc d'avoir un chargé de mission capable d'assurer cette fonction est reconnu. L'animation présente plusieurs facettes et nécessite un véritable savoir-faire : assurer le suivi des études techniques (vérifier l'adéquation entre les cahiers des charges et les résultats des études, respecter le planning de travail) et veiller à avoir des rendus clairs des études ; traduire les résultats sous des formes communicables et compréhensibles par des non-spécialistes ; communiquer autour du SAGE (présence sur le terrain, diffusion d'information,...) ; entretenir des liens privilégiés avec les différents membres de la CLE (en particulier avec le président et les administrations), etc. Selon les cas, cette mission est assumée par un technicien appartenant à la structure de maîtrise d'ouvrage du projet, par une personne embauchée par cette même structure, par un agent de l'administration mis à disposition de la

CLE pour la durée d'élaboration du SAGE (technicien d'un service extérieur de l'Etat ou de l'agence de l'eau), ou par un bureau d'étude extérieur.

A côté des efforts qui peuvent être consentis pour dynamiser le processus de décision et favoriser l'expression d'une représentation partagée du territoire étudié, la participation active de certaines catégories d'usagers demeure problématique. Bien que présents dans la CLE, les représentants des associations de protection de l'environnement, de riverains, de loisirs nautiques ou de consommateurs restent globalement peu impliqués dans les groupes de travail (en partie pour des questions de disponibilités), contrairement aux organismes consulaires et professionnels (qui d'ailleurs ne représentent pas nécessairement les véritables usagers). Ce défaut d'expression équilibrée des intérêts en présence pose le problème de l'effectivité de la concertation. La présence formelle de différentes catégories d'usagers dans une CLE ne garantit donc pas une participation réelle. Celle-ci dépend non seulement des modalités d'organisation de la CLE et de la volonté des acteurs politiques mais aussi du contexte local (par exemple de l'existence de conflits ayant mobilisé les usagers voire le public, de partenariats entre des associations et des collectivités, de groupes de pression locaux puissants,...).

Durant l'élaboration d'un SAGE, la question de la participation dépasse le cadre formel de la CLE dont la taille est nécessairement limitée (entre 24 et 60 membres pour les cas étudiés). La mise en place de commissions extra CLE, loin d'être systématique, permet d'associer indirectement d'autres acteurs présents dans le périmètre du SAGE. Animées généralement par un membre du bureau de la CLE (un technicien ou un élu), ces commissions rassemblent à la fois des membres de la CLE, compétents sur un thème donné (qualité des eaux, inondations,...) ou concernés par un territoire particulier (une portion du périmètre du SAGE), et des acteurs ne faisant pas partie de la CLE (des collectivités comme des usagers). Elles sont avant tout destinées à faire connaître l'avancement du projet et à sensibiliser de nouveaux acteurs à la démarche, éventuellement à faire remonter des informations. Mais les nouveaux acteurs en question sont uniquement amenés à exprimer un avis, sans prendre part directement aux décisions.

Une fois le document de planification finalisé par la Commission Locale de l'Eau, le SAGE entre dans une phase administrative d'approbation qui aboutira à un arrêté préfectoral. Le projet est en effet transmis au préfet du département concerné ou désigné comme pilote (dans le cas où le périmètre porte sur plusieurs départements) qui le soumet pour avis à l'ensemble des collectivités territoriales concernées par le périmètre et pour accord au Comité de Bassin (qui doit se prononcer sur la cohérence du SAGE avec le SDAGE). Le projet de SAGE, accompagné des avis exprimés à la suite des consultations, est mis à la disposition du public pendant deux mois dans les mairies des communes concernées. Comme pour les enquêtes publiques, une information est publiée dans les journaux régionaux et locaux. Mais dans le cas présent, il s'agit d'un succédané d'enquête publique car elle n'est pas accompagnée par un commissaire enquêteur.

En théorie, la CLE doit perdurer une fois que le SAGE entre en application. Elle est en effet chargée d'assurer un suivi et doit établir annuellement un rapport d'avancement des opérations programmées dans le SAGE. Le fonctionnement de l'instance délibérative une fois le document approuvé demeure aujourd'hui une question à laquelle nous ne sommes pas en mesure d'apporter de réponse, faute de recul et de nombre suffisant de SAGE approuvés.

Faire perdurer la dynamique de concertation dans le temps ne se pose pas uniquement lorsque le SAGE est entré en vigueur. Ce problème doit être également évoqué lors de la phase d'élaboration du projet qui s'étale sur plusieurs années (3 ans en moyenne). Il s'avère d'autant plus difficile de mobiliser les acteurs dans la durée que ce type de projet s'inscrit dans le

registre de la planification, c'est-à-dire la réflexion en amont de l'action directe sur le milieu et la programmation d'opération dans le temps et l'espace. Pour nombre d'acteurs, les conséquences directes des décisions sont difficiles à appréhender. Aussi le maintien de la mobilisation des intervenants dans la durée (qui d'ailleurs ne concerne pas seulement les usagers mais aussi les représentants des organismes publics dont le turn-over constitue un handicap supplémentaire) ne se résout pas simplement avec des actions de « management » de la procédure (animation du processus, organisation de réunions fréquentes, diffusion des informations,...). Il nécessite d'ancrer le projet de SAGE avec la réalité du terrain, celle de la gestion quotidienne de l'eau et celle des préoccupations locales. Concrètement, il ne faut pas chercher à bloquer ou à retarder systématiquement des opérations sous prétexte que le SAGE est en phase d'élaboration. Les actions de terrain durant cette étape, sous réserve d'être attentif à leur teneur de manière à ne pas aller à l'encontre des objectifs du SAGE, sont nécessaires car elles apportent du « grain à moudre » à la CLE et permettent d'asseoir sa légitimité.

4. Conclusion

Le développement de la participation dans le cadre d'une procédure de planification comme le SAGE va de pair avec une plus grande territorialisation des politiques publiques d'environnement, qui consiste en la définition de projets d'intervention en relation avec les problèmes rencontrés sur le terrain et en la recherche d'espaces appropriés et d'acteurs pertinents pour les traiter.

Différents auteurs soulignent l'importance du renforcement de la participation en aménagement et insistent sur son intérêt pour faciliter et légitimer les processus de décision et d'action. Pour P. Lascoumes (1997), l'organisation de dispositifs territoriaux tels que ceux étudiés ici est destinée à assurer des interactions cadrées entre des acteurs pluriels, à permettre un ajustement des intérêts en jeu en amont des décisions et à favoriser la formulation d'accords collectifs. Pour E. Ostrom (1990), cité par S. Allain (2001), il s'agit même d'une voie privilégiée pour instaurer un gouvernement de l'eau permettant d'assurer un développement durable de la ressource. De notre point de vue, la création des procédures de planification à caractère participatif constitue aussi un moyen pour mieux faire accepter localement le système normatif de gestion de l'eau. La construction collective d'un projet ou d'un programme d'action permet en effet d'obtenir plus facilement le consentement des acteurs locaux sur l'application d'une réglementation. Elle favorise par ailleurs les partenariats entre acteurs de statuts identiques ou différents (entre les administrations déconcentrées et les collectivités territoriales, entre les collectivités elles mêmes, entre les collectivités et les associations d'usagers).

Au vu des remarques faites sur les SAGE, on peut cependant s'interroger sur le caractère collectif des décisions prises. Les pouvoirs publics conservent l'entière maîtrise des processus de décision. Les négociations sur le contenu des projets ont essentiellement lieu entre les techniciens de l'administration et les élus des collectivités. L'implication des acteurs regroupés dans la catégorie « usagers » reste faible et celle du public quasiment inexistante. A ce sujet, on peut d'ailleurs évoquer la question du coût social de la participation. Tous les acteurs ne sont pas égaux face à la participation, ne serait-ce que pour des questions de disponibilité, de capacité d'expertise, d'accès à l'information, de compréhension des langages spécialisés ou encore de facilité à prendre part à des débats publics. En outre, participer signifie prendre position sur la scène politique locale et d'une certaine manière s'exposer ; ce que tous les acteurs ne peuvent se permettre. Plus globalement, la participation suppose de

faire abstraction des intérêts particuliers afin d'orienter les débats sur l'utilité publique d'un projet ; d'où la difficulté de l'exercice.

Quoi qu'il en soit, ce type de procédure permet d'apporter davantage de transparence aux décisions et de faire en sorte que le contenu des projets n'apparaisse plus comme une boîte noire. Les décisions sont écrites et rendues publiques. Cet affichage permet à la société civile et à ses associations de faire pression sur les autorités publiques pour qu'elles respectent leurs engagements.

La participation renvoie à des questions d'apprentissage social mais aussi de citoyenneté. Son exercice ne repose donc pas seulement sur un principe d'expérimentation collective, tel celui initié avec les SAGE.

Bibliographie

Allain S. (2001). *Planification participative de bassin et gouvernement de l'eau*. In Géocarrefour, 2001/3 : « Les territoires de la participation ».

Allain S. (2001). *Analyse des conditions d'émergence et des modalités d'élaboration des SAGE*. Rapports n°1 (juin 2001) et n°2 (octobre 2001) pour le Groupe Inter-Bassins, INRA – ENGREF.

Blatrix C. (2000). *La « démocratie participative » de mai 68 aux mobilisations anti-TGV. Processus de consolidation d'institutions sociales émergentes*. Thèse de doctorat en science politique, Université Paris I – Panthéon Sorbonne, 612 p. et annexes.

Hubert G., Greff B. (1996). *Etude et suivi de quelques Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux entre 1993 et 1996*. Rapport pour le Groupe Inter-Bassins, CERGRENE, 189 p.

Hubert G. (Ed.), (1998). Expériences concrètes d'élaboration des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux. *Première rencontre nationale inter-SAGE*, Saint-Ouen les 4 et 5 novembre 1998, organisée pour le Groupe Inter-Bassins, 99 p.

Hubert G. et Deroubaix J.F. (1999). Evaluation globale d'un outil de planification locale : le SAGE. In : « Evaluation environnementale des plans et programmes », actes du colloque d'Angers du 10 et 11 septembre 1998. Aménagement et nature, n° 134, pp. 55-62.

Hubert G. (2001). *Aménagement et gestion locale des bassins hydrographiques. Procédures de planification et processus de décision*. Université François Rabelais de Tours, rapport d'habilitation à diriger des recherches en « Aménagement de l'espace et urbanisme », 243 p.

Lascombes P. (1997). *L'information, arcane politique paradoxal*. In : « Information, consultations, expérimentations. Les activités et les formes d'organisation au sein des forums hybrides ». Actes du séminaire du programme CNRS « Risques collectifs et situations de crise », séance n° 8 du 12 juin 1997, pp. 13-34.

Latour B. et Lehouhris J.P. (1995). *Donnez moi une bonne politique et je vous donnerai une bonne eau... Rapport sur la mise en place des Commissions Locales de l'Eau*. Rapport pour le Ministère de l'environnement, ENSMP (CSI), 79 p.

Ostrom E. (1990). *Governing the commons. The evolution of institutions for collective actions. Political economy of institutions and decisions*. Cambridge University Press, 280 p.

Salles D. et Zélem M.C. (1997). *Processus de négociation des contrats de rivières dans le bassin Adour-Garonne*. Rapport pour le GIS ECOBAC, CERTOP-CNRS, 120 p.

TABLE RONDE : PARTICIPATION DU PUBLIC DANS LES CHOIX EN MATIÈRE DE GESTION DES EAUX

Jurandir SANTOS DE NOVAES, *Mairie de la Ville de Belém (Coordination générale
de la Planification et de la Gestion),*

Av. Gov. José Malcher, 2110 Sao Bras, Belém-Para, Brésil.

Tél: 005591.246.7757. Fax : 005591.246.9263.

Adele :segep_gabs@cinbesa.com.br

Aux portes de l'Amazonie

L'eau est un élément fondamental de l'organisation socio-spatiale du Brésil (*figure 1*). L'Amazonie détient un cinquième de l'eau douce mondiale. Le territoire arrosé par l'Amazonie représente 44% de l'Amérique du Sud et un tiers des forêts mondiales dont 8% se trouvent sur le territoire brésilien (*figure 2*). Bélem est située au bord d'une grande baie composée de plusieurs fleuves d'Amazonie. C'est une ville de près d'un million deux cent mille habitants, elle-même comprise dans une zone métropolitaine de plus de six millions d'habitants et dont 0,6% seulement habitent dans la zone rurale qui s'étend sur plus de 60% du territoire. La ville est formée d'un ensemble de 140 îles mais la majorité de la population est concentrée dans sa partie continentale. Depuis 1997, la ville de Bélem est administrée par le Parti des travailleurs, avec un large front des partis de gauche. Le Para dont Belém est la capitale, est le deuxième État du Brésil. 65% de la superficie de Bélem est formée par des îles. Le territoire est divisé en plusieurs bassins hydrographiques qui constituent les unités de base pour l'intervention publique. Tout un processus de discussion et de planification urbaine se déroule depuis 1997 : c'est le « Congrès de la ville », un forum de participation populaire à la planification urbaine, à partir de plusieurs thèmes : le développement de l'urbanisation et de l'environnement, l'économie solidaire, l'intégration sociale, la citoyenneté culturelle, la gestion démocratique et la qualité sociale du service public et de ses agents, les droits humains et le Congrès de la jeunesse.

Les pratiques antérieures à la municipalité actuelle de Bélem, sur les ruisseaux et les rivières, consistaient en une imperméabilisation des rivières, leur transformation en canaux souterrains, ce qui empêchait la navigabilité; il y avait un non respect de la biodiversité des écosystèmes et l'utilisation des cours d'eau comme récepteurs des boues sans traitement. Aujourd'hui, on essaye d'inverser tout cela, sans toutefois détruire les installations existantes par respect pour l'argent public.

Une expérience originale de démocratie participative

Lors des précédentes administrations de la ville, les gens pauvres qui habitaient au bord des rivières et des fleuves ont été expulsés au nom d'un standard urbanistique de l'aménagement,

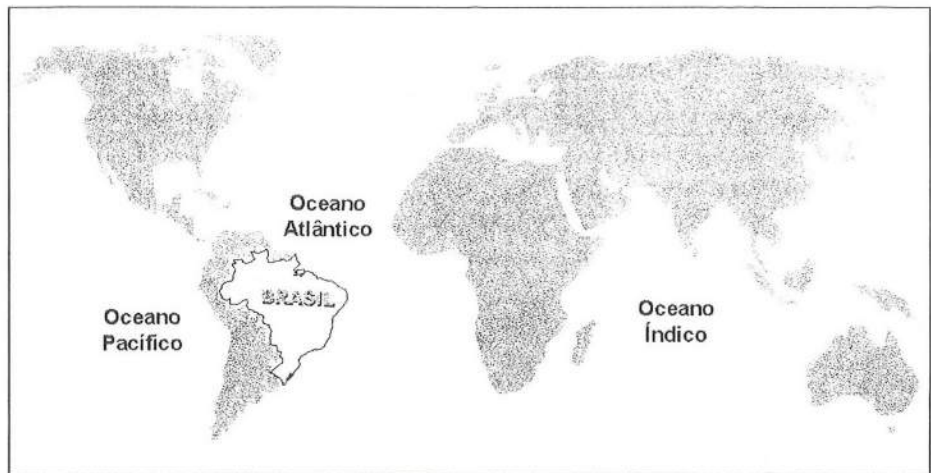


Figure 1: le Brésil dans le monde.

de l'embellissement et de l'assainissement qui ne reconnaît pas les gens non propriétaires et favorise la spéculation immobilière. Aujourd'hui, la ville de Bélem travaille avec deux lignes d'action : d'une part, la mobilisation, l'organisation communautaire et le contrôle social, et d'autre part, la réalisation foncière, la mise en place d'infrastructures urbaines, de programmes d'habitats, d'éducation sanitaire et à l'environnement, de création de travail, d'emplois et de revenus, avec un soutien fort aux potentialités de l'économie locale et la récupération de la biodiversité des ruisseaux et des fleuves. Ce projet allie la participation communautaire à la capacité technique : des architectes, des ingénieurs, des assistants sociaux, des économistes, des sociologues, des consultants, des anthropologues et d'autres professionnels prennent en considération toutes ces variables. Une importante production de recherches, la tenue de registres d'activités et la construction de la mémoire du projet sont menées de pair. Comme formes de consultation sociale, à toutes les étapes, des ateliers, des réunions font participer l'ensemble de la communauté. Le processus de décision associe la communauté, les assemblées populaires délibératives, dans la volonté de renforcer le contrôle social. Les représentants des congrès locaux sont élus en assemblée générale par les habitants de la zone concernée. Les représentants du « Congrès de la ville » sont élus par les participants des congrès locaux et des assemblées thématiques. L'année prochaine, il est prévu d'organiser l'élection au suffrage universel des représentants des districts. Il y a plusieurs autres représentants, élus de communautés diverses - noirs, femmes, homosexuels, handicapés - qui participent aux décisions. Toutes ces instances sont permanentes et renouvelées tous les deux ans.

Inverser les priorités

La ville va réaménager de petits ports et la navigabilité va être possible sur plus de trois quartiers. Ce qu'il faut comprendre, c'est que cette rivière est la liaison avec beaucoup de communes voisines et avec l'intérieur du pays, les zones rurales et forestières. Cet aménagement fait des

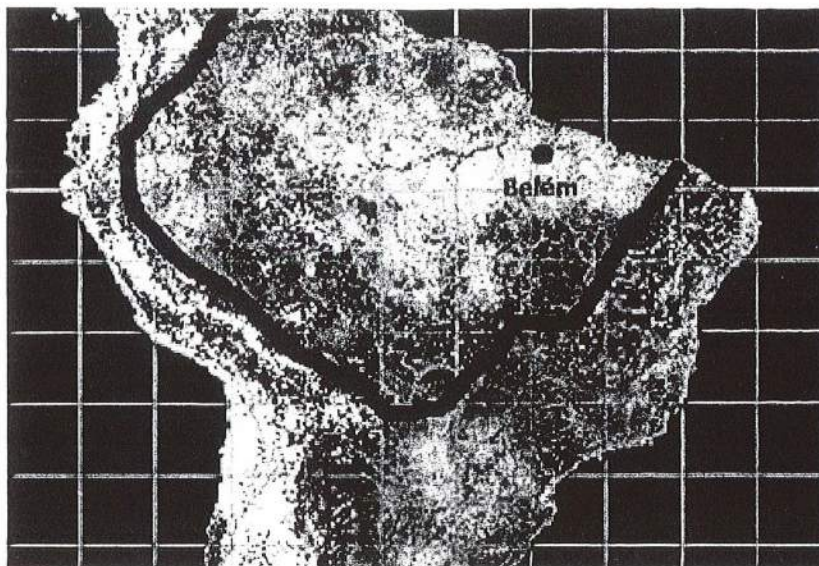


Figure 2 : le bassin de l'Amazonie d'une superficie de 6,5 millions de km² couvre 44% du territoire de l'Amérique du Sud.

rivières, des zones de vie sociale, des aires publiques, en opposition à la situation antérieure. Les berges vont être maintenues naturelles. Ces espaces seront destinés aux familles pour qu'elles y développent des activités économiques. La ville a voulu respecter l'implantation de la population en créant des équipements et des voies piétonnes. Là, une école a été construite, ici, un nouvel ensemble d'habitations pour des familles qui habitent dans des zones à risques ou insalubres. Le principe est de ne pas déplacer les familles loin de l'espace qui comprend d'autres éléments économiques, urbanistiques, de sociabilité... La ville travaille en appelant le peuple à la discussion, et parmi toutes les demandes posées par les habitants, les premières en nombre concernent l'assainissement. La ville de Bélem s'oppose au projet de privatisation du système d'assainissement que tente d'imposer l'État du Para et le gouvernement fédéral. A Bélem, il y a 296 000 domiciles dont 73 % sont reliés à un réseau d'approvisionnement en eau, 22 % ont de l'eau qui provient de puits ou de sources et 2,8 % des foyers n'ont pas d'accès direct à l'eau. Pour l'assainissement, 25,7% seulement de la population est desservie par le réseau général ; 4,5 % des domiciles n'ont pas de toilettes et 10 % déversent les déchets directement dans la rue ou ailleurs. Quand les travaux ont commencé en 1997, il y avait seulement 50% de collecte des ordures ménagères dans les maisons, aujourd'hui, même les données du gouvernement fédéral montrent que cette collecte atteint 95%, ce qui constitue une conquête du gouvernement de la ville. Plus la collecte des déchets est grande, plus les déchetteries sauvages sont rares et plus le taux de mortalité infantile baisse. Pour mille enfants nés vivants en 1996, 32,4% mouraient; en 2001, à ce taux atteint 22% et l'objectif est d'atteindre un chiffre inférieur à 20% à la fin du mandat (2004).

En conclusion, Mme Novaes veut montrer qu'il est possible de mener un projet avec une gestion et une participation populaire même avec les limites qui sont celles d'une ville pauvre. Le gouvernement fédéral brésilien estime que la ville doit investir dans ce projet 25% du budget mais, en pratique, elle investit plus de 30%, car des possibilités proviennent aussi de la

motivation des habitants de la ville. Mme Novaes est très heureuse de pouvoir partager avec l'audience de ces Journées ce sentiment que l'eau doit servir à la vie et être reconnue comme un bien social et non comme un bien privé.

Raimundo Marcelo FERREIRA FERNANDEZ, *Centrale Unique des Travailleurs (CUT)*
289 rue Vespaziano Ramos, Santa Bárbara, Porto Velho, Rondônia, Brésil. Tél:
005569.229.0866. Fax: 005569.224.4653. Adele : sindur@uol.com.br

La situation catastrophique de L'Amazonie

La situation de la région amazonienne se caractérise par des infrastructures déficientes : 60% des consommateurs ont accès à l'électricité, 68 % à l'eau potable, 59 % des gens bénéficient d'une collecte régulière des déchets et 35 % des gens sont reliés à un réseau d'assainissement, ce qui provoque la prolifération des maladies infectieuses. En ce qui concerne l'assainissement, il y a l'expérience de Bélem qui vient d'être évoquée ; à Manaus, la compagnie d'assainissement a été privatisée avec la participation notamment d'une société française et il existe dans l'État de Rondonia, une expérience de contrat de gestion partagée.

Le mouvement syndical et les travailleurs brésiliens sont confrontés à la privatisation des compagnies d'État et des services publics, promue par le gouvernement fédéral. Du point de vue de M. Fernandez, cette politique provoque l'augmentation du chômage, des inégalités, des exclusions sociales et arrive à remettre en cause les infrastructures fondamentales à la vie et à la citoyenneté. Du point de vue du développement économique, des chercheurs, soulignent qu'il vaudrait mieux utiliser les ressources du secteur privé pour construire de nouveaux équipements, pour une croissance de l'économie et de nouveaux emplois plutôt que de vendre un patrimoine construit et payé par la société brésilienne. Sur ces bases, la CUT a tenté de construire une proposition de modèle institutionnel alternative à la proposition du gouvernement fédéral.

Un modèle alternatif de gestion de l'eau

En 1997, le Front national pour l'assainissement de l'environnement a été créé au Parlement. C'est un organisme qui lutte contre la privatisation du secteur de l'eau et de l'assainissement. Quelques principes de base sont fondamentaux : la qualité du service, des tarifs spéciaux pour les consommateurs à bas revenus, la participation de l'initiative privée dans de nouveaux investissements ou dans l'achat d'actions d'entreprises, le contrôle des actionnaires comme des décisions du pouvoir public, et un contrat de gestion qui conjugue l'universalisation, l'efficacité et le contrôle social du service public. Cela s'est traduit par un Conseil de consommateurs et un Conseil de coordination du contrat de gestion auquel participe un membre du Conseil des consommateurs. En l'an 2000, la Compagnie d'eau et d'assainissement de l'État de Rondonia avait des problèmes très graves comme la plupart des compagnies d'assainissement d'Etat au Brésil : 60% de déficit, un lourd endettement, les travailleurs en grève, sans salaire pendant cinq mois... La CUT a proposé au gouvernement la signature d'un Contrat de gestion où chacun des acteurs aurait un rôle à accomplir : le gouvernement, les travailleurs et la direction de la compagnie. Pendant un an, on devrait établir un plan des objectifs à atteindre. Le

gouvernement comme actionnaire majoritaire nommerait le Président de la compagnie et les travailleurs désigneraient les autres directeurs, avec des évaluations périodiques; tous les indicateurs de la compagnie se sont améliorés pendant cette année et aucun travailleur n'a été licencié. En août 2001, le Contrat a été renouvelé jusqu'en décembre 2002, fin du mandat de ce gouvernement. La CUT souhaite continuer jusqu'à l'autogestion de la compagnie. Il a pris conscience que le service public est un droit de la population, une question de citoyenneté, un devoir de l'État, indépendamment du fait que la concession est dans les mains du public ou du privé. La CUT veut obtenir des compagnies avec des administrations professionnelles transparentes et des mécanismes de contrôle public de la société. Il s'agit aussi d'une alternative à l'option de privatisation.

Claude MIGNARD, *Agence de l'eau Seine-Normandie, (Direction des collectivités locales),
51 rue Salvador Allende, 92027 Nanterre*
Tél : 01.41.20.18.94. Fax : 01.41.20.16.39. Adele : mignard.claude@aesn.fr

Une expérience intéressante dans le département du Val-de-Marne

Le SAGE Marne aval connaît des difficultés pour constituer une commission locale de l'eau et désigner un président. Une petite initiative locale mérite l'attention ; c'est la création en 1993 du Syndicat « Marne Vive » qui rassemble des communes riveraines des boucles de la Marne dans une démarche fédératrice. Le syndicat regroupe onze membres autour d'une série d'objectifs : la restauration de la qualité, la mise en valeur des milieux naturels avec l'aménagement des berges, une restauration des grèves alluviales, une restauration d'une identité paysagère et la continuité des cheminements, le traitement des espaces publics. Cela aboutit à l'établissement d'un programme d'actions, toujours conjointement avec l'ensemble des membres du Syndicat. Il reste à la charge des membres de ce syndicat de relayer l'information auprès de leurs administrés mais il y a quand même une entité qui a essayé de travailler ensemble et de mettre des moyens en commun.

David BOUHÉRET, *Conseil général du Val de Marne (D.S.E.A.)
Immeuble Thalès, 25 rue Olof Palme, 94000 Créteil.*
Tél : 01.49.56.86.66. Fax : 01.49.56.87.99. Adele : ded.dsea@cg94.fr

La difficulté de la concertation

Dans le cas de « Marne Vive » tout comme pour le SAGE de la vallée de la Drôme, il existait un syndicat de rivières auparavant ; de telles entités peuvent être porteuses d'un certain nombre de projets. La difficulté dans la concertation évoquée avec les SAGE et sans doute dans les expériences brésiliennes, c'est la notion d'échelle, c'est l'action à toutes les échelles... Dans le SAGE Marne aval, Marne Vive représente certes une partie val de marnaise, mais une infime partie ; c'est là où il y a le plus de population, mais le moins de superficie. L'équilibre ville-campagne est problématique. C'est toute la difficulté de la concertation : on arrive à toucher les gens individuellement, on arrive à peu près à les toucher de manière collective quand il s'agit de régler un petit problème de quartier, mais quand il s'agit d'intérêts communs dont il ne

perçoivent pas directement les bénéfices, ce n'est pas évident. Le concept d'économie solidaire évoqué par les représentants brésiliens à M. Bouhéret lui rappelle une rencontre avec une association pour présenter le projet de schéma directeur départemental d'assainissement, mettant en avant l'assainissement comme un élément important du cadre de vie ; l'association a pourtant estimé un peu frileux de s'engager dans un schéma directeur en ne considérant que l'aspect aquatique, sans considérer l'impact des stations d'épuration qui concentrent les polluants en certains points avec d'autres effets sur l'atmosphère et ailleurs et sans s'inscrire dans une perspective plus globale de développement durable. À Bélem, il existe un comité qui s'occupe de démarches solidaires et à ce niveau-là, jusqu'où doit-on aller dans nos sociétés favorisées?

René GOUPIL, *Conseil Général du Val de Marne,*
Hôtel du Département, avenue du Général de Gaulle, 94011 Créteil Cedex.
Tél : 01.43.99.70.00. Fax : 01.43.99.70.19. Adele : rene.goupil@cg94.fr

La difficulté et l'importance de la concertation

La concertation mise en œuvre par le Conseil général autour du schéma directeur départemental d'assainissement, vise à éviter que les intérêts particuliers des uns et des autres s'opposent dans la confrontation. A un autre niveau, au comité de bassin de Seine-Normandie s'expriment des intérêts très divergents entre un représentant du département de la Manche, de la Presqu'île du Cotentin et celui d'un plateau de l'Aube en passant par la région parisienne ; et dans un système représentatif, 5.000 habitants de tel endroit valent le même nombre de représentants que 150.000 habitants du Val de Marne !

Les exposés des représentants brésiliens confirment en tout cas le bien-fondé du service public de l'assainissement départemental tel qu'il est dans le Département du Val-de-Marne, ce qui n'est pas la généralité dans les autres départements français, à l'exception peut-être de quelques uns qu'on peut compter sur les doigts des deux mains. Sans être insensible aux situations de misère qu'évoquent les représentants brésiliens, il faut aussi relever leur préoccupation de protection du milieu naturel, leur besoins de conquérir le milieu naturel pour redonner toute sa dimension à la vie. A partir des problèmes d'urbanisation, d'aménagement du territoire exposés par Jurandir Santos de Novaes concernant le rôle de l'assainissement, de l'eau, et il s'agit bien d'une problématique fondamentale, incontournable pour l'action publique.

Jean-Pierre TABUCHI, Agence de l'eau Seine-Normandie
(Direction des collectivités locales), 51 rue Salvador Allende, 92027 Nanterre
Tél : 01.41.20.18.45. Fax : 01.41.20.16.39. Adele : tabuchi.jean_pierre@aesn.fr

Vivre dangereusement

Les techniciens et d'une manière plus générale les pouvoirs publics en France, ont tendance à craindre la concertation puisque finalement toutes sortes de procédures ont été mises au point pour faire barrage. On désigne par exemple des associations agréées. Si on regarde dans les pays voisins, les Suisses par exemple ont recours à la « votation » pour toutes les décisions importantes et on pourrait s'inspirer de cet exemple. Pour des projets d'une certaine importance en Suisse, il suffit qu'une partie de la population d'un canton le demande pour que le sujet soit soumis à discussion et référendum. Nous pourrions traiter beaucoup de cas un peu conflictuels, comme l'implantation d'une station d'épuration, à partir de « votations » et non pas d'enquêtes publiques qui sont assez souvent des concertations de convenance... Ces propos sont sans doute un peu provocateurs mais constituent en même temps une réflexion. On peut s'inspirer aussi des propos tenus ici même par le représentant de la ville de Québec, justement sur la concertation et la participation, en conclusion de son intervention: « c'est, en un sens, vivre dangereusement, c'est entretenir face à soi une opinion publique éveillée et critique qui verra rapidement les failles de nos décisions; il s'agit là d'une ascèse périlleuse; on ne peut donc s'y engager que si on est sincère, que si on y croit... D'autres préféreront le chemin du secret, en pratiquant le coup de force qui consiste simplement à informer après coup ou même en favorisant la consultation bidon qui consiste à faire semblant d'écouter, stratégie boomerang qui revient bien vite contre son auteur. À long terme et pour le bénéfice de la cité, nous estimons qu'une politique d'ouverture à la participation publique est avantageuse et opportune, c'est la voie du plus grand effort et c'est la voie surtout de la plus grande responsabilité ». Comment mieux formuler le problème de la participation populaire?